



DLR-IB-FA-BS-2016-254

**Integrierte
Umweltkostenrechnung von
Faserverbundfertigungsprozessen
am Beispiel einer CFK-Flügelrippe**

Diplomarbeit

Nils Nothdurft



DLR

**Deutsches Zentrum
für Luft- und Raumfahrt**

Institut für Faserverbundleichtbau und Adaptronik

DLR-IB-FA-BS-2016- 254

**Integrierte Umweltkostenrechnung von
Faserverbundfertigungsprozessen am Beispiel einer CFK-
Flügelrippe**

Zugänglichkeit:

Stufe 1 (intern und extern unbeschränkt zugänglich)

Braunschweig, September, 2016

Der Bericht umfasst: 139 Seiten

Institutsleiter:

Autoren:


Prof. Dr.-Ing. M. Wiedemann


Nils Nothdurft

Abteilungsleiter:

Autor 2 / Betreuer:


Dr.-Ing. Markus Kleineberg


Dr.-Ing. Philipp Hilmer



Deutsches Zentrum
für Luft- und Raumfahrt



Integrierte Umweltkostenrechnung von Faserverbundfertigungsprozessen am Beispiel einer CFK-Flügelrippe

Diplomarbeit

an der Technischen Universität Braunschweig

Verfasser: Nils Nothdurft

im Studiengang: Wirtschaftsingenieurwesen Maschinenbau

Matr.-Nr.: 2877673

Erstprüfer:

Prof. Dr.-Ing. Michael Sinapius

Institut für Adaptronik und Funktionsintegration (IAF), TU Braunschweig

Betreuer:

Dr.-Ing. Henning Schlums

Institut für Adaptronik und Funktionsintegration (IAF), TU Braunschweig

Betreuer:

Dr.-Ing. Philipp Hilmer

Institut für Faserverbundleichtbau und Adaptronik (FA)

Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt e.V. (DLR), Braunschweig

Bearbeitungszeitraum: 6 Monate

Abgabedatum am: 08.09.2016



Diplomarbeit

für

Herrn Nils Nothdurft

Matr. Nr. 2877673

Thema: Integrierte Umweltkostenrechnung von Faserverbundfertigungsprozessen am Beispiel einer CFK-Flügelrippe

Umfeld/ Überblick

Ein zunehmender Bedarf an Bauteilen aus Faserverbundwerkstoffen erfordert den Einsatz angepasster Fertigungsprozesse, die schnell, kosteneffizient und ressourcenschonend sein müssen. Neben den möglichen Kraftstoffeinsparungen während der Nutzungsphase von Faserverbundbauteilen, stehen für die Hersteller insbesondere Kosteneinsparungen in der Herstellungsphase im Vordergrund. Einsparpotentiale können durch den Vergleich alternativer Fertigungsprozesse aufgezeigt werden.

Zuverlässige computerunterstützte Modelle und Bilanzierungen von Teilprozessen der Fertigung bis hin zu einer integrierten Bewertung von ökonomischen und ökologischen Einflussgrößen sind notwendig, um in Zukunft Fertigungsverfahren zur Herstellung von Faserverbundbauteilen vergleichen zu können. Diese Werkzeuge ermöglichen es Optimierungspotentiale aufzuzeigen und Fertigungsprozesse hinsichtlich ihrer Ressourceneffizienz und Wirtschaftlichkeit weiterzuentwickeln.

Ziel der Arbeit/ Aufgabenstellung

Ziel dieser Arbeit ist eine integrierte Bewertung von ökonomischen und ökologischen Wirkungen von Prozessparametern bei der Herstellung von Faserverbundbauteilen. Somit wird das Erkennen von Ökoeffizienzpotenzialen verbessert und bietet eine Entscheidungshilfe für die Auswahl von Fertigungstechnologien für konkrete Bauteile aus Faserverbundwerkstoffen.

Im Rahmen dieser Diplomarbeit soll zunächst der Lebenszyklus eines repräsentativen Bauteils aus Faserverbundwerkstoffen dargestellt und mögliche ökonomische und ökologische Bewertungsmethoden für Herstellungsprozesse vorgestellt werden. Auf Basis einer Literaturrecherche wird ein Modell zur Darstellung von Materialflusskosten erarbeitet und vorgestellt. Das Modell wird softwaregestützt abgebildet und mit bereits erfassten Daten zur Herstellung eines komplexen Bauteils aus Faserverbundwerkstoffen versehen. Für die integrierte Kostenbewertung wird ein bestehender ökologischer Ansatz mit der Materialflusskostenrechnung verbunden. Hierfür werden unterschiedliche Möglichkeiten zur Monetarisierung der ökologischen Effekte diskutiert.

Folgende Teilaspekte/ Teilaufgaben sind in der Diplomarbeit zu behandeln:

- Darstellung des Lebenszyklus eines komplexen Bauteils aus Faserverbundwerkstoffen nach dem aktuellen Stand der Technik
- Literaturrecherche zu ökonomischen Bewertungsmethoden der Lebenszykluskosten von Fertigungsprozessen
- Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens
- Umsetzung eines Konzepts zur Materialflusskostenrechnung in einem Modell
- Prozess- und Datenerfassung bei der Herstellung
- Implementierung der erfassten Daten in das erstellte Modell
- Anwendung einer geeigneten Bewertungsmethode zur Monetarisierung von Umwelteinwirkungen
- Darstellung und Diskussion der Ergebnisse der integrierten Umweltkostenrechnung
- Zusammenfassung und Dokumentation aller Ergebnisse in Form einer schriftlichen Arbeit und Präsentation im Rahmen eines Vortrags

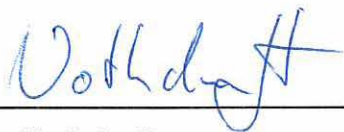
Die Diplomarbeit wird am Institut für Faserverbundleichtbau und Adaptronik des Deutschen Zentrums für Luft- und Raumfahrt (DLR) in Braunschweig durchgeführt. Hierfür können die Einrichtungen und die Software-Lizenzen des DLR-Instituts genutzt werden. Die Betreuung im Institut für Faserverbundleichtbau und Adaptronik übernimmt Herr Dipl.-Ing. Philipp Hilmer.

Die Betreuung seitens des Instituts für Adaptronik und Funktionsintegration wird von Herrn Dr.-Ing. H. Schlums wahrgenommen.

Änderungen der Aufgabenstellung sind nur mit Zustimmung des IAF möglich. Die Arbeit muss in zweifacher gebundener und elektronischer Ausführung im Geschäftszimmer des IAF abgegeben werden.

Die Aufgabenstellung wurde am 19.04.2016 geändert.

Hiermit bestätige ich den Empfang der geänderten Aufgabenstellung:

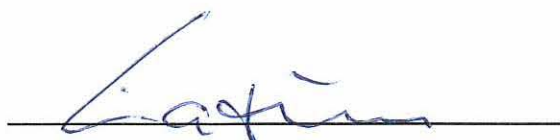


Nils Nothdurft

Bearbeitungszeit: 6 Monate

Ausgegeben am: 08.03.2016

Abgegeben am:



Prof. Dr.-Ing. Michael Sinapius

Eidesstattliche Erklärung

Diplomarbeit

„Integrierte Umweltkostenrechnung von Faserverbundfertigungsprozessen
am Beispiel einer CFK-Flügelrippe“

von: Nils Nothdurft

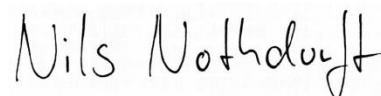
Matrikelnummer.: 2877673

Ich versichere durch meine Unterschrift an Eides statt, dass ich die Arbeit selbständig und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Hilfsmittel angefertigt habe. Alle Stellen, die wörtlich oder sinngemäß aus veröffentlichten oder unveröffentlichten Schriften entnommen sind, habe ich als solche kenntlich gemacht.

Die Arbeit oder Auszüge daraus haben noch nicht in gleicher oder ähnlicher Form dieser oder einer anderen Prüfungsbehörde vorgelegen.

Ich weiß, dass bei Abgabe einer falschen Versicherung die Prüfung als nicht bestanden zu gelten hat.

Braunschweig, 31.08.2016



Unterschrift (Nils Nothdurft)

Kurzfassung

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit der integrierten Bewertung der Produktionskosten und Umweltwirkungen eines CFK-Produktionsprozesses am Beispiel der Herstellung von CFK-Flügelrippen. Hierzu wird unter Einbezug der Prozessparameter ein Materialflussmodell des Produktionsprozesses mit Hilfe der Software Umberto NXT Universal erstellt. Anhand dieses Modells werden die ökologischen Wirkungen des Produktionsprozesses über eine Ökobilanzierung abgeleitet und eine ökonomische Bewertung auf Basis der Materialflussskostenrechnung durchgeführt. Zusätzlich erfolgt eine ökonomische Bewertung der Umweltwirkungen, welche für die Verbindung der Ergebnisse der Ökobilanz und der Materialflussskostenrechnung im Rahmen einer integrierten Umweltkostenrechnung genutzt wird. Abschließend werden die Ergebnisse der ökologischen und ökonomischen Betrachtung vorgestellt und diskutiert sowie Maßnahmen zur Reduzierung der Umweltwirkungen und Kosten des Produktionsprozesses mit Hilfe des entwickelten Materialflussmodells dargestellt.

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	II
Abbildungsverzeichnis	IV
Tabellenverzeichnis	VI
Abkürzungsverzeichnis	VII
1 Einleitung	1
2 Theoretische Grundlagen	3
2.1 Grundlagen einer integrierten Umweltkostenrechnung	3
2.2 Allgemeine Lebensphasenbetrachtung	4
2.3 Umweltcontrolling und Ökoeffizienz	6
2.4 Ökologieorientierte Bewertung von Produktionsprozessen	9
2.4.1 Überblick über Instrumente zur Erfassung und Bewertung von Umweltwirkungen	9
2.4.2 Produktökobilanzierung nach DIN EN ISO 14040/14044	13
2.5 Ökonomische Bewertung von Produktionsprozessen	22
2.5.1 Ansätze der Umweltkostenrechnung	22
2.5.2 Materialflusskostenrechnung (MFKR) nach DIN EN ISO 14051	26
3 Stand der Forschung: Ökonomische Bewertung von Umweltwirkungen	32
3.1 Environmental Priority Strategy in Product Design (EPS)	33
3.2 Cost Assessment of Sustainable Energy Systems (CASES)	37
4 Integrierte ökologische und ökonomische Bewertung der Herstellung von CFK- Flügelrippen	41
4.1 Lebenszyklus einer CFK-Flügelrippe	42
4.2 Beschreibung und Produktionsprozess einer CFK-Flügelrippe	45
4.3 Das Materialflussmodell in der Software Umberto	49
4.3.1 Cutting	52
4.3.2 Preforming	55
4.3.3 Preparing	58
4.3.4 Infusion	62

4.3.5 Tempering.....	65
4.3.6 Demolding/Cleaning.....	67
4.3.7 Exkurs Abfall-/Abwasserbehandlung.....	69
4.4 Ökobilanz der Herstellung der CFK-Flügelrippen.....	72
4.5 Materialflusskostenrechnung zur Ermittlung der Produktionskosten	80
4.6 Ökonomische Bewertung der Umweltwirkungen und integrierte Umweltkostenrechnung	82
5 Interpretation der ökologischen und ökonomischen Bewertung.....	85
5.1 Interpretation der Ergebnisse der Ökobilanz.....	85
5.2 Interpretation der Ergebnisse der Materialflusskostenrechnung.....	86
5.3 Interpretation der Ergebnisse der integrierten Umweltkostenrechnung	89
5.4 Maßnahmen zur Verringerung der Umweltwirkungen und Materialflusskosten ...	89
5.4.1 Einfluss der Reduzierung des Fasermaterialverschnitts im Prozess Cutting	90
5.4.2 Reduzierung der Laufzeit des Autoklaven und der Harzmenge im Prozess Infusion	93
6 Zusammenfassung und Ausblick.....	97
Literaturverzeichnis.....	100
Anlage A: Beispiele für Materialflusskosten-Matrizen.....	108
Anlage B: Zusammenstellung der Prozessdaten.....	109
Anlage C: Materialflussmodell der Herstellung der CFK-Flügelrippen	113
Anlage D: Verwendete Materialien und Hilfsstoffe.....	114
Anlage E: Dokumentation des Fasermaterialverbrauchs.....	115
Anlage F: Ökonomische Bewertung der Radionuklide von CASES.....	118
Anlage G: Ergebnisse der Ökobilanz	119
Anlage H: Maschinenstundensätze.....	120
Anlage I: Ergebnisse der Materialflusskostenrechnung	123

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Strukturgewichtsanteil von CFK in Verkehrsflugzeugen (Breuer et al. 2014, S. 7)	1
Abbildung 2: Lineares Produktlebensphasenkonzept (Herrmann 2010, S. 65)	4
Abbildung 3: Produktlinienmatrix (Schaltegger et al. 2007, S. 145)	12
Abbildung 4: Phasen einer Ökobilanz (in Anlehnung an DIN EN ISO 14040:2009, S. 16)	14
Abbildung 5: Beispiel eines Produktsystems für eine Ökobilanz (DIN EN ISO 14040:2009, S. 21)	15
Abbildung 6: Konzept der Wirkungindikatoren 14 (DIN EN ISO 14044:2006, S. 36)	17
Abbildung 7: Übersicht über betriebliche Maßnahmen des Umweltschutzes (Richtlinie VDI 3800:2001, S. 8)	23
Abbildung 8: Kostenberechnung in einer Mengenstelle (DIN EN ISO 14051:2011, S. 22)	28
Abbildung 9: Materialflussmodell eines Prozesses innerhalb der MFKR-Systemgrenze (DIN EN ISO 14051:2011, S. 26)	29
Abbildung 10: PDCA-Kreislauf für MFKR-Implementierung (DIN EN ISO 14051:2011, S. 28)	30
Abbildung 11: Ökobilanz nach EPS (erst vertikal, dann horizontal) (Steen 1999a, S. 11)	34
Abbildung 12: Modell der Wirkung von CO ₂ -Emissionen auf die Umwelt (Steen 1999b, S. 56)	36
Abbildung 13: Konzepts des Wirkungspfads (Preiss et al. 2008, S. 11)	38
Abbildung 14: Mögliches Verhalten von Dosis-Wirkungs-Kurven bzw. Funktionen bei niedriger Dosierung (Bickel und Friedrich 2005, S. 78)	39
Abbildung 15: Struktur der integrierten Umweltkostenrechnung	41
Abbildung 16: Lebenszyklus einer CFK-Flügelrippe	42
Abbildung 17: Typische Prozesskette für die Herstellung von Epoxidharz (Althaus et al. 2007, S. 273; Boustead 2005, S. 8)	44
Abbildung 18: Typische Strukturelemente der Zelle eines Flächenflugzeugs (Horst und Wolf 2014, S. 392)	45
Abbildung 19: Flügelrippe und Teil des Flügelkastens	46
Abbildung 20: SLI-Verfahren (Kleineberg 2008, S. 23)	47
Abbildung 21: Elemente eines Materialflussmodells in Umberto NXT Universal	49

Abbildung 22: Materialflussmodell für den Prozess Cutting	54
Abbildung 23: Preform der CFK-Flügelrippen.....	55
Abbildung 24: Materialflussmodell für den Prozess Preforming	57
Abbildung 25: Vakuumaufbau der CFK-Flügelrippen.....	59
Abbildung 26: Aufbau im Autoklaven vor der Infusion	59
Abbildung 27: Materialflussmodell für den Prozess Preparing	61
Abbildung 28: Materialflussmodell für den Prozess Infusion.....	64
Abbildung 29: Temperaturverlauf des Autoklavprogramms im Prozess Tempering	65
Abbildung 30: Materialflussmodell für den Prozess Tempering	66
Abbildung 31: Materialflussmodell für den Prozess Demolding/Cleaning	68
Abbildung 32: Flügelrippen und Formwerkzeug nach Demolding/Cleaning	69
Abbildung 33: Materialflussmodell der Abfallbehandlung	70
Abbildung 34: Materialflussmodell der Abwasserbehandlung.....	72
Abbildung 35: Beiträge der Prozesse zu den Wirkungskategorien für den Herstellungsprozess von zwei CFK-Flügelrippen	73
Abbildung 36: Wirkungsbewertung der Materialien und Ressourcen im Prozess Cutting	74
Abbildung 38: Wirkungsbewertung der Materialien und Ressourcen im Prozess Infusion	76
Abbildung 39: Wirkungsbewertung der Materialien und Ressourcen im Prozess Tempering	77
Abbildung 40: CO ₂ -Äquivalent der Prozesse aufgeteilt nach Produkt-Output (PO) und Non-Produkt-Output (NPO)	78
Abbildung 41: Gesamtkosten und Materialflusskosten von Produkt-Output (PO) und Non-Produkt-Output (NPO)	80
Abbildung 42: Materialflusskosten der Prozesse und Kostenarten der MFKR	81
Abbildung 43: Änderungen der CO ₂ -Äquivalente im Prozess Cutting durch die Optimierung der Zuschnitte	91
Abbildung 44: Materialflusskosten im Prozess Cutting mit und ohne Reduzierung des Fasermaterialverschnitts	92
Abbildung 45: Änderungen der CO ₂ -Äquivalente im Prozess Infusion durch Reduzierung der Harzmenge und Laufzeit des Autoklaven	94
Abbildung 46: Änderungen der Materialfluskostenrechnung im Prozess Infusion	95

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Umweltbilanztypen (Schaltegger et al. 2007, S. 81; Sommer 2010, S. 334)	13
Tabelle 2: Midpointkategorien der Wirkungsbewertung ReCiPe 2008 (Goedkoop et al. 2013, S. 6)	20
Tabelle 3: Prozesse und Tätigkeiten bei der Herstellung einer CFK-Flügelrippe	48
Tabelle 4: Ermittlung des Maschinenstundensatz für den Autoklaven	51
Tabelle 5: Prozessdaten Cutting	52
Tabelle 6: Prozessdaten Preforming	56
Tabelle 7: Prozessdaten Preparing	60
Tabelle 8: Prozessdaten Infusion	63
Tabelle 9: Prozessdaten Tempering.....	66
Tabelle 10: Prozessdaten Demolding/Cleaning.....	67
Tabelle 11: Externe Kosten der Emissionen (EPS aus Steen 1999b, S. 15)	83
Tabelle 12: Ergebnis der integrierten Umweltkostenrechnung	84
Tabelle 13: Ökoeffizienz der Prozesse auf Basis der Materialflusskostenrechnung	88
Tabelle 14: Prozessdaten für den optimierten Prozess Cutting	90
Tabelle 15: Ökoeffizienz mit und ohne Reduzierung des Fasermaterialverschnitts im Prozess Cutting auf Basis der Materialflusskostenrechnung	93
Tabelle 16: Prozessdaten für den optimierten Prozess Infusion	93
Tabelle 17: Ökoeffizienz mit und ohne Reduzierung der Epoxidharzmenge und Leerlaufzeit des Autoklaven im Prozess Infusion auf Basis der Materialflusskostenrechnung.....	95

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzungen

1,4-DCB	1,4-Dichlorbenzol
ALOP	Inanspruchnahmepotenzial von landwirtschaftlicher Nutzfläche
BMC	Bulk Molding Compound
CASES	Cost Assessment of Sustainable Energy Systems
CFK	kohlenstofffaserverstärkte Kunststoffe
CML	Centre of environmental sciences, Niederlande
CPM	Centre for the environmental assessment of Products and Material systems
D/C	Demolding/Cleaning
DIN	Deutsche Institut für Normung e. V.
E	Egalitarian
EEAM	Eco-Efficiency Assessment Model
ELU	Environmental Load Unit
EMAS	Eco- Management and Audit Scheme
EN	Europäischen Normen
EPS	Environmental Priority Strategy in Product Design
EU	Europäische Union
Eurostat	Statistikamt der Europäischen Union
FDP	Ressourcenverknappungspotenzial fossiler Brennstoffe
FEP	Süßwassereutrophierungspotenzial
FETP	Süßwasserökotoxizitätspotenzial
FVK	Faserverstärkter Kunststoff
GHG	Treibhausgase
GWP	Treibhauspotenzial
H	Hierarchist
HTP	Humantoxizitätspotenzial
I	Individualist
IATA	International Air Transport Association

ICAO	International Civil Aviation Organization
IRP	Ionisierendes Strahlungspotenzial
ISO	International Organization for Standardization
LDS	Life Data Sheet
LKW	Lastkraftwagen
MDP	Ressourcenverknappungspotenzial von Mineralien
MEP	Meerwassereutrophierungspotenzial
METP	Meerwasserökotoxizitätspotenzial
MFKR	Materialflusskostenrechnung
MS	Mengenstelle
NCF	Non-Crimp Fabric
NLTP	Transformationspotenzial von Naturfläche
NMVOC	Flüchtige Organische Verbindungen ohne Methan
NPO	Non-Produkt-Output
ODP	Ozonzerstörungspotenzial
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
PAN	Polyacrylnitril
PDCA	Plan-Do-Check-Act
PLA	Produktlinienanalyse
PM ₁₀	Feinstaub < 0,1 µm
PM ₂₅	Feinstaub >0,1 µm und < 0,25 µm
PMFP	Bildungspotenzial partikelförmiger Stoffe
PO	Produkt-Output
POFP	Bildungspotenzial photochemischer Oxidantien
RIVM	Dutch National Institute for Public Health and the Environment
SEDAC	Socioeconomic Data and Applications Center
SLI	Single Line Injection
SMC	Sheet Molding Compound
TAP	Terrestrisches Versauerungspotenzial
TETP	Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial

ULOP	Inanspruchnahmepotenzial von Stadtboden
UNO	United Nations Organization
UStatG	Umweltstatistikgesetz
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
VOC	Flüchtige organische Verbindungen
WDP	Wasserverbrauchspotenzial
WTA	Willingness to accept
WTP	Willingness to pay
YOLL	Years of lost life

Formelzeichen

A	Personalbedarf [Beschäftigte]
a_j	Prozentsatz für die Ermittlung der aus der Investition abgeleiteten Aufwendungen [%]
a_r	Referenzstoff
a_x	Verstärkung der Infrarotstrahlung
c_p	spezifische Wärmekapazität [J/(kg·K)]
E	Erträge [€/a]
F	Folgeaufwendungen [€/a]
G	gesamte jährliche Aufwendungen [€/a]
I	Investition [€]
m	Masse [kg]
m_i	technische Verbrauchsmenge der Sorte i [ME/a]
p	Personalaufwendung [€/a]
p_i	Verrechnungspreis [ME/a]
PM	mittlerer Partikeldurchmesser [μm]
Q	Wärmemenge [J]
s	sonstige Aufwendungen [€/a]
x(t)	zeitabhängiger Vorrat eines Stoffes
ΔT	Temperaturdifferenz [K]

Chemische Formelzeichen

^{235}U	Uranisotop
As	Arsen
Cd	Cadmium
CFC-11	Trichlorfluormethan
CH_2O	Formaldehyd
CH_4	Methan
CO	Kohlenstoffmonoxid
CO_2	Kohlenstoffdioxid
Cr	Chrom
Fe	Eisen
H^+	Proton
HCl	Salzsäure
Hg	Quecksilber
N	Stickstoff
N_2O	Distickstoffmonoxid
NaOH	Natriumhydroxid
NH_3	Ammoniak
Ni	Nickel
NO_x	Stickoxide
P	Phosphor
Pb	Blei
SF_6	Schwefelhexafluorid
SO_2	Schwefeldioxid

1 Einleitung

Die Europäische Kommission hat im Juli 2016 neue Ziele für die Reduzierung von Treibhausgasemissionen im Rahmen der Klimaschutzpolitik festgelegt. Diese sehen zum Beispiel für Deutschland eine Einsparung der CO₂-Emissionen um 38 % für den Zeitraum von 2005 bis 2030 vor (Europäische Kommission 2016). Vor diesem Hintergrund sowie aufgrund eines steigenden Umweltbewusstseins der Kunden und zur Reduzierung der Kosten strebt auch die Luftfahrtindustrie nach einer Verminderung des Kerosinverbrauchs der Flugzeuge und damit nach einer Reduzierung der CO₂-Emissionen. Dabei erzeugt die zivile Luftfahrt derzeit durch die Verbrennung von Kerosin in den Triebwerken einen Anteil von 2 % an den weltweiten CO₂-Emissionen. Hier könnten durch jede eingesparte Tonne Kerosin 3,16 Tonnen an CO₂-Emissionen vermieden (International Civil Aviation Organization (ICAO) o. J.) und ca. 417 € eingespart werden (International Air Transport Association (IATA) 2016). Dazu wird versucht die Kraftstoffeffizienz von Flugzeugen über eine Verbesserung der aerodynamischen Eigenschaften und Triebwerke sowie alternative Treibstoffe und eine Gewichtsreduktion zu steigern. Für die Gewichtsreduktion werden für Strukturbauteile in zunehmendem Maße Leichtbauwerkstoffe wie kohlenstofffaserverstärkte Kunststoffe (CFK) eingesetzt. Abbildung 1 zeigt die Entwicklung des Massenanteils an CFK für Strukturbauteile in Verkehrsflugzeugen in den letzten Jahrzehnten. Mittlerweile erreicht der Anteil an CFK im Airbus A350 über 50 % vom Gesamtstrukturgewicht (Breuer et al. 2014, S. 5). Hieraus resultiert, dass der Bedarf an Kohlenstofffasern in der Luftfahrtindustrie in den Jahren von 2005 bis 2015 um ca. 12 % gestiegen ist (Heine 2014, S. 18).

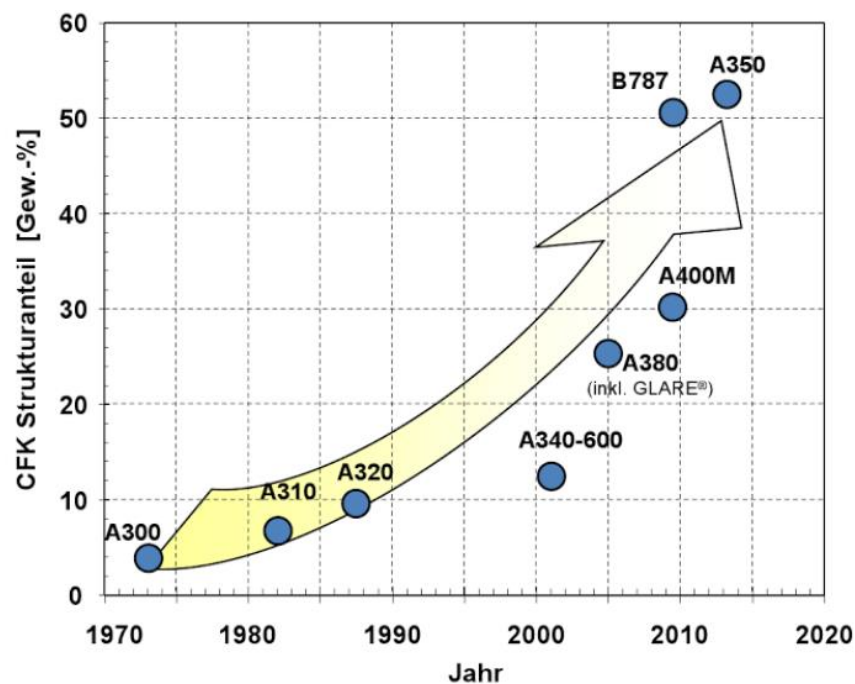


Abbildung 1: Strukturgewichtsanteil von CFK in Verkehrsflugzeugen (Breuer et al. 2014, S. 7)

Der Einsatz von Strukturbauteilen aus CFK ermöglicht eine Gewichtseinsparung von bis zu 20 % im Vergleich zu metallischen Werkstoffen wie Aluminium (Ehrenstein 2006, S. 10). Die Kosten für diese Bauteile sind jedoch im Gegensatz zu zum Beispiel Bauteilen aus Aluminium derzeit mehr als viermal so hoch (Holschuh und Mack 2014, S. 19). Daher hat die Luftfahrtindustrie ein großes Interesse an einer Kosteneinsparung in der Herstellungsphase von CFK-Bauteilen. Hier lassen sich wirtschaftliche Interessen mit ökologischen Interessen verknüpfen, indem kosteneffiziente und damit zugleich ressourcen- und energieeffiziente Produktionsprozesse für CFK-Bauteile entwickelt und angewendet werden.

Ziel dieser Arbeit ist daher eine integrierte Bewertung der Produktionskosten und Umweltwirkungen eines CFK-Produktionsprozesses am Beispiel der Herstellung von CFK-Flügelrippen. Hierzu wird ein Materialflussmodell unter Einbezug der verwendeten Prozessparameter erstellt und so die ökonomischen und ökologischen Wirkungen der einzelnen Prozesse ermittelt. Dies soll ein Erkennen von Optimierungspotenzialen innerhalb des Produktionsprozesses ermöglichen und eine Entscheidungshilfe für die Auswahl von Fertigungstechnologien und Prozessvarianten bieten, um so zukünftig die Wirtschaftlichkeit und Ressourceneffizienz zu steigern. Dabei wird das Materialflussmodell des Produktionsprozesses mit Hilfe der Software Umberto NXT Universal erzeugt. Mit dessen Hilfe werden die ökologischen Wirkungen über eine Ökobilanzierung abgeleitet und eine ökonomische Bewertung auf Basis der Materialflusskostenrechnung durchgeführt. Anschließend erfolgt eine ökonomische Bewertung der Umweltwirkungen. Diese wird darauf folgend für die Verbindung der Ergebnisse der Ökobilanz und der Materialflusskostenrechnung genutzt, um eine integrierte Umweltkostenrechnung durchzuführen. Abschließend werden Maßnahmen zur Reduzierung der Umweltwirkungen und Kosten des Produktionsprozesses mit Hilfe des Materialflussmodells dargestellt.

2 Theoretische Grundlagen

In diesem Kapitel werden die theoretischen Grundlagen für die ökonomische und ökologische Bewertung von Produktionsprozessen dargestellt. Hierzu werden zunächst die notwendigen Grundlagen für eine integrierte Umweltkostenrechnung beschrieben. Anschließend wird allgemein auf das Konzept der lebensphasenorientierten Betrachtungsweise eingegangen. Des Weiteren wird ein Überblick über ökologische und ökonomische Bewertungsmethoden für Produktionsprozesse, sowie eine detaillierte Beschreibung der verwendeten Methoden der Materialflusskostenrechnung und der Ökobilanzierung gegeben.

2.1 Grundlagen einer integrierten Umweltkostenrechnung

Ziel dieser Arbeit ist eine integrierte Bewertung von ökologischen und ökonomischen Wirkungen von Prozessparametern bei der Herstellung von CFK-Flügelrippen. Diese Bewertung soll Aussagen über mögliche Potenziale zur Kostenreduktion, Ressourcenschonung und Emissionsminderung innerhalb des Fertigungsprozesses ermöglichen. Hierzu sind eine detaillierte Abbildung aller Teilprozesse der Fertigung sowie Methoden zur Bestimmung der jeweils entstehenden Kosten und Umweltwirkungen erforderlich.

Im Rahmen dieser Arbeit werden vorgelagerte Stufen der Ressourcengewinnung in die Betrachtung einbezogen, jedoch keine Aussagen über die dem Fertigungsprozess nachgelagerten Stufen des Produktlebenszyklus getroffen. Für eine ökologische Bewertung werden jedoch nach Möglichkeit alle Lebensphasen eines Produkts betrachtet. Diese allgemeinen Lebensphasen werden daher in Abschnitt 2.2 näher erläutert.

Die derzeit verwendeten ökologischen und ökonomischen Bewertungsmethoden sind ein Bestandteil des Umweltcontrollings von Unternehmen. Dessen Ziele sowie der Begriff der Ökoeffizienz, welcher den wesentlichen Kennwert zur ökonomischen und ökologischen Bewertung darstellt, werden für ein vertieftes Verständnis in Abschnitt 2.3 beschrieben.

Anschließend werden etablierte Methoden zur ökologie- oder ökonomieorientierten Bewertung von Produktionsprozessen in den Abschnitten 2.4 und 2.5 dargestellt. Hierbei handelt es sich um Methoden, die auf den Produktionsprozess einer CFK-Flügelrippe anwendbar sind. Es wird ein Überblick über die Methoden und deren Entwicklung gegeben. Zudem wird auf Instrumente, welche für eine kombinierte Bewertung von ökologischen und ökonomischen Aspekten nutzbar sind, detailliert eingegangen.

Zusätzlich werden Methoden zur ökonomischen Bewertung von Umweltwirkungen in Kapitel 3 beschrieben. Hierbei handelt es sich um die Ergebnisse aktueller Forschungsprojekte mit dem Ziel die Umweltwirkungen in monetären Einheiten auszudrücken und so die Kosten von Emissionen und weiteren Schadstoffen zu ermitteln. Diese Methoden können im Rahmen dieser Arbeit für eine Integration der Umweltwirkungen in die Umweltkostenrechnung herangezogen werden.

2.2 Allgemeine Lebensphasenbetrachtung

Für eine ökonomische und ökologische Bewertung von Produkten ist eine lebenszyklus- bzw. lebensphasenorientierte Betrachtung erforderlich, da sich auf diese Weise Kosten und Umweltwirkungen in allen Lebensphasen eines Produkts aufdecken sowie Stoffkreisläufe in die Betrachtung integrieren lassen. So wird eine ganzheitliche Bilanzierung für ökologisch förderliche und ökonomisch zielorientierte Lösungen ermöglicht (Schrack 2015, S. 116 f.). Der Lebensweg eines Produkts durchläuft dabei „aufeinander folgende und miteinander verbundene Stufen eines Produktsystems von der Rohstoffgewinnung oder Rohstoffherzeugung bis zur endgültigen Beseitigung“ (DIN EN ISO 14040:2009, S. 7). Diese Unterteilung des Lebenswegs in einzelne Stufen stellt den Zeitbezug sowie die stofflichen und energetischen Beziehungen von Vorgängen dar.

Abbildung 2 zeigt ein lineares Produktlebensphasenkonzept, welches die Phasen von der Werkstoff- und Vorproduktherstellung, der Produktherstellung, der Nutzung und dem Recycling bis zur Entsorgung nacheinander anordnet. Bei einer Untersuchung der Produktlebensphasen wird hierbei hinsichtlich des Betrachtungszeitraums unterschieden. Eine Analyse des gesamten Lebenswegs wird als „von der Wiege bis zur Bahre (cradle to grave)“, bezeichnet. Werden die Herstellung eines Produktes und alle vorgelagerten Stufen betrachtet, wird dies als „Wiege bis zum Tor (cradle to gate)“ bezeichnet. Eine Teilanalyse des Lebenswegs „Tor zu Tor (gate to gate)“ schließt lediglich die Betrachtung einer Lebensphase ein. Erstrebenswert ist eine „cradle to grave“ Produktlebenszyklusanalyse, um alle ökologischen und ökonomischen Wirkungen über den gesamten Lebenszyklus eines Produkts abzubilden. Dies gestaltet sich in der Praxis häufig schwierig und ist mit einem hohen Aufwand verbunden, da Daten aus allen Lebensphasen des Produkts gesammelt werden müssen und in eine solche Betrachtung miteinfließen.

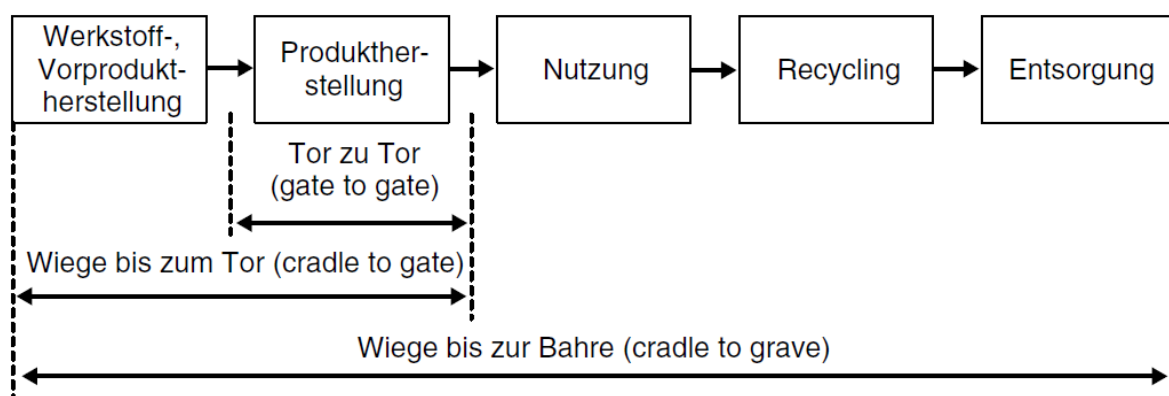


Abbildung 2: Lineares Produktlebensphasenkonzept (Herrmann 2010, S. 65)

Neben dem dargestellten flussorientierten Konzept existieren betriebswirtschaftlich ausgerichtete Lebenszykluskonzepte, welche den Verlauf von Zustandsgrößen wie zum Beispiel Absatz, Umsatz und Kosten im Marktzyklus (Klassischer Produktlebenszyklus) oder zusätz-

lich im Beobachtungs-, Entstehungs- und Entsorgungszyklus (Integrierter Produktlebenszyklus) darstellen (Herrmann 2010, S. 63 ff.).

Im Rahmen dieser Arbeit erfolgt eine detaillierte Analyse der Lebensphase der Produktherstellung von CFK-Flügelrippen unter Einbeziehung der Vorketten (cradle to gate). Hierbei werden keine wechselseitigen Beziehungen mit anderen Lebensphasen betrachtet. Eine Beschreibung der Subphasen bzw. Prozesse der Produktion wird in Abschnitt 4.2 vorgenommen. Die Umweltwirkungen der Produktion resultieren dabei aus der Entnahme von Ressourcen in Form von Rohstoffen und Energie und der Abgabe von Emissionen wie zum Beispiel Abwasser, Abfall oder Geräuschemissionen. Die Ursachen für die Emissionen sind Naturgesetzmäßigkeiten wie zum Beispiel Verbrennungsprozesse, die verwendete Produktionstechnologie oder Inputmaterialien, welche schon in vorgelagerten Stufen hohe Emissionen verursachen. Die verursachte Menge an Emissionen von Produktionsprozessen hängt dabei in hohem Maß vom Veredelungsgrad der Einsatzstoffe ab. Je höher der Veredelungsgrad, desto geringer ist meist die Menge an Emissionen, wohingegen das Gefährdungspotenzial der Emissionen zunimmt. Dies liegt daran, dass in frühen Stufen häufig Naturprodukte wie zum Beispiel Braunkohle für die Energieerzeugung eingesetzt werden, welche einen hohen Anteil an Nebenbestandteilen haben und dadurch hohe Umweltwirkungen in Form von zum Beispiel Landnutzung verursachen. Das Gefährdungspotenzial ist in Relation zur Masse aber gering. Dieses Verhältnis ändert sich in späteren Stufen der Veredelung. So erfolgt zum Beispiel bei der Oberflächenveredelung von Metallen nur noch ein geringer Materialeinsatz, das Gefährdungspotenzial steigt jedoch durch die eingesetzten Hilfsstoffe sowie die Art der Prozessführung (Sommer und Brauweiler 2010, S. 406 f.).

Aufbauend auf dieser lebenszyklusorientierten Betrachtung formuliert *Herrmann* die Ziele für ein „Ganzheitliches Life Cycle Management“ als

- „die Minimierung von Kosten und Optimierung der Erlöse sowie
- die Minimierung von Risiken und
- die Minimierung von Umweltwirkungen

über alle Phasen des Produktlebensweges und über Unternehmensgrenzen“ (Herrmann 2010, S. 96). Für die Umsetzung dieser Ziele ist ein Aufdecken von Verbesserungspotenzialen in den jeweiligen Produktlebensphasen nötig. Im folgenden Abschnitt werden Instrumente beschrieben, welche die Zustandsgrößen der einzelnen Phasen abbilden und so geeignete Maßnahmen für eine aktive Beeinflussung aufzeigen können.

2.3 Umweltcontrolling und Ökoeffizienz

In diesem Kapitel werden die Begriffe Umweltcontrolling und Ökoeffizienz vorgestellt. Hierzu wird zunächst das klassische Controlling kurz erläutert. Anschließend werden die Aufgaben und Ziele des Umweltcontrollings mit dem Fokus auf Ökoeffizienz sowie verschiedene Definitionen des Begriffs Ökoeffizienz dargestellt.

Die klassische Aufgabe des Controllings ist es das Management von Unternehmen bei ihrer Entscheidungsfindung mit Hilfe von Planungs-, Kontroll- und Informationssystemen zu unterstützen. In der Literatur existieren zahlreiche Definitionen des Begriffs Controlling, welche sich hinsichtlich ihrer Orientierung und des Funktionsumfangs unterscheiden (Becker und Baltzer 2009, S. 27). Zwei oft genannte Konzepte des Controllings sind die von *Horváth* und *Weber/Schäfer*. Nach *Horváth* ist Controlling eine „ergebniszielorientierte Koordination von Planung und Kontrolle sowie Informationsversorgung“ (Horváth 2011, S. 127) und soll als Subsystem der Führung Interdependenzen von Entscheidungen abstimmen (Horváth 2011, S. 99). Nach *Weber/Schäfer* ist Controlling eine Rationalitätssicherung und soll Rationalitätsdefizite von Entscheidungen aufgrund individueller Zielvorstellungen und beschränkter Fähigkeiten der Führung aufdecken und vermeiden.

Das Umweltcontrolling bzw. Ökocontrolling ist ein Teilsystem des finanzorientierten Controllings mit dem Fokus auf umweltbezogene Tätigkeiten und den betrieblichen Umweltschutz. Das Ziel ist hierbei die Reduzierung von Umweltbelastungen und das Erreichen von Umweltzielen (Sommer 2010, S. 324; Tschandl 2012, S. 15). Die Anwendung erfolgt in ökologisch relevanten Bereichen wie „Abfall, Wasser/Abwasser, gasförmige Emissionen, Energieeinsatz, Ressourcenverbräuche/-verluste, Lärm oder sonstige ökologische Beeinträchtigungen“ (Tschandl 2012, S. 16 f.).

Das Umweltcontrolling lässt sich in drei Ausrichtungen unterteilen (Sommer 2010, S. 324 f.; Schaltegger et al. 1995, S. 11 f.):

- **Ökonomisch/finanziell:** Hierbei handelt es sich um Instrumente welche im Rahmen betriebswirtschaftlicher Controllingsysteme die finanziellen Auswirkungen von ökologisch wirksamen Aktivitäten bestimmen. Als Ergebnis werden die Auswirkungen eindimensional in einer monetären Einheit ermittelt.
- **Ökologisch:** Dies sind Instrumente, welche die Umweltwirkungen wirtschaftlicher Aktivitäten bestimmen und bewerten. Sie stellen eine Erweiterung des finanziellen Controllings dar und bestimmen die physischen Umweltbelastungen als eindimensionalen Wert.

- Integriert ökonomisch-ökologisch: Diese Instrumente verbinden die beiden erstgenannten Ausrichtungen und streben eine „gleichberechtigte Berücksichtigung ökologischer und ökonomischer Aspekte“ (Sommer 2010, S. 325) an. Ergebnis kann eine zweidimensionale Größe (Geldeinheiten pro Umweltbelastungseinheit bzw. Umweltbelastung pro Geldeinheit) oder ein multikriterielles Zielsystem sein.

Umweltcontrolling kann auch als Teil des Umweltmanagements gesehen werden. Daher wird in der Literatur auch von Umweltmanagementinstrumenten gesprochen. Der Begriff Umweltmanagement ist allerdings deutlich umfassender und beinhaltet neben der Bewertung von Umweltleistungen zum Beispiel Umweltprogramme, Umweltberichte, Audits, umweltrelevante Anweisungen und Schulungen sowie die Einrichtung eines Umweltmanagementsystems (Sommer 2010, S. 331). Dies erfolgt nach der ISO 14001 (Zertifizierung) oder EMAS (Validierung) und leistet einen wichtigen Beitrag zum Umweltschutz. Das Umweltcontrolling mit seiner Informations-, Planungs-, Steuerungs- und Planungsfunktion unterstützt dieses Ziel und trägt zu einer kontinuierlichen Verbesserung von Umweltschutzmaßnahmen bei (Bundesumweltministerium und Umweltbundesamt 2001, S. 19 f.).

Ein weiteres Ziel von Instrumenten des Controllings ist die Steigerung der Effizienz. Im Bereich der Wirtschaft ist die Effizienz ein Maß für den Ressourceneinsatzes für ein definiertes Ziel. Je geringer der Ressourceneinsatz ist, desto effizienter wird das Ziel erreicht. Eine betriebliche Kennzahl zu ihrer Messung ist die Rentabilität, welche in der Praxis zum Beispiel als Eigenkapitalrentabilität den monetären Unternehmenserfolg ins Verhältnis zum Eigenkapital setzt und so die Verzinsung des Eigenkapitals angibt. Das Ziel von Unternehmen hinsichtlich der Ökoeffizienz ist das Erreichen von Umweltschutzzielen bei gleichzeitig möglichst geringen Kosten. Dies kann auch einen Betrag zum Unternehmenserfolg leisten, indem der Unternehmenswert gesteigert wird oder Folgekosten durch eine Vernachlässigung ökologischer Gesichtspunkte vermieden werden.

Der Begriff Ökoeffizienz ist in der Literatur jedoch nicht eindeutig definiert und reicht von einem allgemeinen Leitprinzip einer ökologischen Handlungsweise bis zu konkreten Kennzahlen, welche Umweltwirkungen und Kosten bewerten. Grundsätzlich ist die Ökoeffizienz ein Verhältnis zwischen ökonomischen und ökologischen Größen. Von daher kann auch von einer ökonomisch-ökologischen Effizienz gesprochen werden (Schaltegger et al. 2002, S. 9; Schrack 2015, S. 33 f.). Der Begriff Ökoeffizienz wird erstmals von *Schaltegger/Sturm* im Jahr 1990 definiert. Die Autoren beschreiben die Ökoeffizienz als Quotient aus dem erwünschten Output (Funktion, Produkt, angestrebte Leistung) sowie zusätzlichen positiven Effekten (Minderung der Umweltbelastung) und der Schadschöpfung, wie in Formel 1 dargestellt (Schaltegger und Sturm 1990, S. 283).

$$\text{Ökologische Effizienz} = \frac{\text{erwünschter Output} + \text{positive externe Effekte}}{\text{Schadschöpfung}} \quad (1)$$

Als mögliche Ökoeffizienzkennzahlen werden hierzu zum Beispiel der CO₂-Ausstoß pro kg Produkt-Output oder Wasserverbrauch pro Mitarbeiter angegeben (Schrack 2015, S. 36).

Die Schadschöpfung ergibt sich dabei aus den kumulierten Umweltbelastungen im betrachteten Zeitraum, wobei die Autoren die Einbeziehung vor- und nachgelagerter Stufen vorschlagen. Eine konkrete Beschreibung zur Ermittlung der Schadschöpfung ist nicht gegeben. Es wird lediglich die Einheit „Schadschöpfungseinheiten“ angegeben. Zusätzlich zur ökologischen Effizienz wird eine ökologisch-ökonomische Effizienz beschrieben. Diese bezieht sich jedoch ausschließlich auf die Effizienz von Umweltschutzinvestitionen bzw. Umweltschutzmaßnahmen, da sie die Verminderung des ökologischen Schadens betrachtet (Schaltegger und Sturm 1990, S. 279 f.).

In Formel 2 ist die Definition der Ökoeffizienz des *Umweltbundesamts* dargestellt (Bundesumweltministerium und Umweltbundesamt 2003, S. 45). Ähnlich wie bei *Schaltegger/Sturm* wird Ökoeffizienz als „das Verhältnis von ökonomischer Wertschöpfung zu den damit verbundenen Umwelteinwirkungen“ definiert (Bundesumweltministerium und Umweltbundesamt 2003, S. 45). Eine genaue Beschreibung der ökonomischen Wertschöpfung wird nicht gegeben. Als Umwelteinwirkungen werden die mit den Produkten und dem Unternehmen verbundenen „Emissionen, Rohstoffverbräuche etc.“ betrachtet (Bundesumweltministerium und Umweltbundesamt 2003, S. 42).

$$\text{Ökoeffizienz} = \frac{\text{ökonomische Wertschöpfung}}{\text{Umwelteinwirkungen}} \quad (2)$$

Eine weitere Definition nach *Günther* und *Schrack* ist in Formel 3 dargestellt. Hierzu hat *Günther* eine Literaturanalyse und Expertenbefragung durchgeführt, um so eine Begriffssolidierung für Ökoeffizienz zu erreichen. Sie kommt zu dem Ergebnis, dass Ökoeffizienz „das Verhältnis der Inputs (Ressourcen) und/oder unerwünschten Outputs (Kondukte) zum erwünschten Output (Produkt)“ (Günther 2005, S. 21) ist. *Schrack* hat diesen Ansatz weiterentwickelt und integriert in der ökonomischen Dimension noch den wirtschaftlichen Einsatz, um analog zur ökologischen Dimension den wirtschaftlichen Input darzustellen. Eine Gemeinsamkeit mit den beiden vorherigen Ansätzen ist die Bestimmung eines Verhältnisses aus einer ökologischen und einer ökonomischen Dimension. Darüber hinaus werden Inputs in die Bewertung der Ökoeffizienz einbezogen. Im Gegensatz zu den zuvor genannten Definitionen bildet *Günther* den Kehrwert von Formel 1 und 2 und setzt die ökologische Dimension ins Verhältnis zur wirtschaftlichen Leistung. Dies entspricht auch dem betriebswirtschaftlichen Verständnis, welches Effizienz als „Verhältnis von bewertetem Output zu bewertetem Input definiert“ (Günther 2005, S. 1; Schrack 2015, S. 33 ff.).

$$\begin{aligned} \text{Ökoeffizienz} &= \frac{\text{ökologische Dimension (Input und/oder Output)}}{\text{ökonomische Dimension (Input oder Output)}} \\ &= \frac{\text{Input (Ressourcen) und/oder unerwünschter Output (Non – Produkt – Output)}}{\text{wirtschaftlicher Einsatz oder erwünschter Output (Produkt – Output)}} \end{aligned} \quad (3)$$

Im Rahmen dieser Arbeit wird für die Bestimmung der Ökoeffizienz der Ansatz nach *Günther* und *Schrack* verwendet. Dieser ist sehr offen gestaltet und ermöglicht ökologische und ökonomische Aspekte mit derselben Maßeinheit miteinander zu vergleichen, da nicht wie in den

anderen Definitionen zum Beispiel auf Schadschöpfungseinheiten zurückgegriffen werden muss. Der gewählte Ansatz zur Berechnung der Ökoeffizienz wird in Abschnitt 5.2 näher erläutert und basiert auf der Materialflusskostenrechnung aus Abschnitt 2.5.2.

2.4 Ökologieorientierte Bewertung von Produktionsprozessen

In diesem Abschnitt werden Methoden zur ökologieorientierten Bewertung von Produktionsprozessen dargestellt. Hierzu wird zunächst ein Überblick über gängige Instrumente zur Erfassung und Bewertung von Umweltwirkungen von Produktionsprozessen gegeben. Anschließend wird die im Rahmen dieser Arbeit verwendete Methode der Produktökobilanzierung nach DIN EN 14040/14044 detailliert erläutert.

2.4.1 Überblick über Instrumente zur Erfassung und Bewertung von Umweltwirkungen

Im Folgenden werden ausgewählte Verfahren vorgestellt, welche für die ökologische Bewertung von Produktionsprozessen verwendet werden können. Es wird darauf verzichtet einen umfassenderen Überblick über die Verfahren zur ökologieorientierten Bewertung zu geben, da viele Bewertungsverfahren aufgrund ihrer Ausrichtung nicht für die Bewertung von Produktionsprozessen geeignet sind. So können sich die Instrumente zum Beispiel auf verschiedene Objekte beziehen und unterschiedliche Bewertungsrahmen aufweisen. Die Bezugsobjekte reichen dabei von ganzen Unternehmen, einzelnen Funktionsbereichen sowie Produkten bis hin zu einzelnen Prozessen. Die in diesem Abschnitt ausgewählten Verfahren sind für den Funktionsbereich der Produktion anwendbar und erlauben die Bewertung von einzelnen Produkten und im Idealfall Prozessen. Darüber hinaus können die Instrumente auf verschiedenen Managementebenen angeordnet sein. Strategische Instrumente sind eher auf langfristige Entscheidungen ausgerichtet und haben einen abstrakteren Charakter. Operative Instrumente werden für die kurz- und mittelfristige Planung und Kontrolle eingesetzt und orientieren sich an den Zielen aus der strategischen Planung. Im Rahmen dieser Arbeit sind vor allem Instrumente mit einer operativen Sichtweise von Relevanz, da keine langfristigen Ziele erarbeitet, sondern die Beurteilung eines Ist-Zustands durchgeführt wird. Die Ergebnisse der verschiedenen Instrumente können entweder qualitativ oder quantitativ darstellbar sein. Da qualitative Instrumente einen verbal-argumentativen Weg für die Ergebnisermittlung haben, erfolgt dabei keine exakte Bewertung der Umweltwirkungen. Daher sind im Folgenden nur Instrumente mit einem quantitativen Ergebnis dargestellt.

Umweltkennzahlen

Zur Messung von umweltrelevanten Sachverhalten können Umweltkennzahlen (quantitativ) verwendet werden. Da einzelne Umweltkennzahlen nur eine geringe Aussagekraft haben, werden meist mehrere in einem sinnvollen Zusammenhang stehende Kennzahlen zu einem Kennzahlensystem zusammengefasst. Umweltkennzahlen oder Umweltkennzahlensysteme

werden häufig im Rahmen von Umweltleistungsbewertungen genutzt. DIN EN ISO 14031 definiert Umweltleistung als „messbare Ergebnisse des Managements der Umweltaspekte in einer Organisation“ (DIN EN ISO 14031:2013, S. 8) und schlägt eine Ausrichtung an umweltbezogenen Zielen einer Organisationen vor. Zudem soll die Kennzahl ökologisch relevante Aktivitäten des Managements und der operativen Bereiche bewerten. Für den Aufbau eines Kennzahlensystems können die Norm DIN EN ISO 14031 (Umweltleistungsbewertung) und die VDI-Richtlinie 4050 (Betriebliche Kennzahlen für das Umweltmanagement) eingesetzt werden. Das Kennzahlensystem sollte dabei auf die umweltbezogenen Unternehmensziele und auf die verschiedenen Unternehmensebenen ausgerichtet sein. Umweltkennzahlen können Mengen, Geldwerte oder eine Mischung der beiden Einheiten beinhalten und sowohl relative als auch absolute Ergebnisse liefern. In der Praxis werden Umweltkennzahlen häufig in Umweltberichten für die externe Kommunikation verwendet. Zudem helfen Kennzahlensysteme bei der Verfolgung von Umweltzielen und zeigen Verbesserungsmöglichkeiten für existierende oder zusätzliche Umweltschutzmaßnahmen auf. Die Anwendung von Kennzahlen ist leicht durchführbar. Die Herausforderung besteht jedoch in der sinnvollen Auswahl und Zusammenstellung der Kennzahlen, um die Aussagekraft von Umweltkennzahlen zu steigern. Hier kann es sinnvoll sein Zeitreihen-, Soll-Ist- bzw. Plan-Ist- oder Betriebsvergleiche durchzuführen (Schaltegger et al. 2007, S. 121).

Darüber hinaus werden Umweltkennzahlen auch für das Umweltbenchmarking genutzt. Hierzu werden Vergleichskennzahlen gebildet, welche eine innerbetriebliche (Abteilungen in einem Betrieb), wettbewerbsorientierte (Betriebe einer Branche) oder funktionale (gleiche Abteilungen unterschiedlicher Betriebe) Gegenüberstellung ermöglichen. Dieser Vergleich soll „best-practice-Lösungen“ aufzeigen und somit für alle Benchmarkingpartner zu besseren Ergebnissen führen (Bundesumweltministerium und Umweltbundesamt 2001, S. 445; Schaltegger et al. 2007, S. 71)

ABC-Methode

Die ABC-Methode ist ein qualitatives und vergleichendes Instrument, welches das Belastungspotenzial von Stoffen, Produkten, Verfahren oder Emissionen auf Basis eines Klassifizierungsschemas in A-, B- und C-Fälle einordnet. Bei A-Fällen besteht durch eine hohe ökologische Gefährdung ein dringender Handlungsbedarf. B-Fälle sind weniger akut und C-Fälle werden als unbedenklich eingestuft. Die Klassifizierung erfolgt in der Regel unternehmensspezifisch und in Abhängigkeit vom Bezugsobjekt. Die Auswahl der Kriterien sollte dabei die ökologischen Ziele der Organisation widerspiegeln (Bundesumweltministerium und Umweltbundesamt 2001, S. 227 ff.; Hofer und Hofer 2012, S. 133 ff.; Schaltegger et al. 2007, S. 51 ff.).

Das Bundesumweltministerium schlägt folgende Kriterien für eine ABC-Analyse vor:

- „Umweltrechtliche/-politische Anforderungen
- Gesellschaftliche Akzeptanz
- Gefährdungs- und Störfallpotenzial
- Internalisierte Umweltkosten
- Negative externe Effekte in vor- und nachgelagerten Stufen
- Erschöpfung nichtregenerativer Rohstoffe/Übernutzung regenerativer Ressourcen“ (Bundesumweltministerium und Umweltbundesamt 2001, S. 228)

Diese Kriterien sind auf den gesamten Produktlebenszyklus ausgerichtet und sollen ein „weitblickendes, umweltethisches Handeln“ fördern (Bundesumweltministerium und Umweltbundesamt 2001, S. 229). Die qualitative ABC-Methode lässt sich um quantitative Aspekte erweitern, indem eine XYZ-Klassifizierung nach Mengenanteilen oder Einwirkungszeit eines Schadstoffes in die Bewertung einbezogen wird (Hofer und Hofer 2012, S. 138). Diese Methode liefert zwar keine exakte Bewertung von Umweltwirkungen, dient aber zur Fokussierung auf wichtige umweltrelevante Handlungsfelder und kann Schwachstellen aufzeigen.

Produktlinienanalyse (PLA)

Die Produktlinienanalyse ist eine lebenszyklusorientierte Bewertung von Produkten oder Dienstleistungen aus einer ökologischen, ökonomischen und sozialen Perspektive. Der Ablauf der Analyse ist in die Phasen Bedürfnisorientierung, Vertikalbetrachtung (Lebenszyklus), Horizontalbetrachtung und Variantenvergleich gegliedert. In der Bedürfnisorientierung erfolgen die Formulierung der zu erfüllenden Bedürfnisse eines Produkts und eine Ableitung von Produktalternativen bzw. -varianten. Die Vertikalbetrachtung stellt den Produktlebenszyklus bzw. die Produktlinie von der Rohstofferschließung und -verarbeitung bis zur Beseitigung des Produkts dar. Die Horizontalbetrachtung betrachtet die Produktauswirkungen und besteht aus den Dimensionen Natur (Rohstoffe, Umweltmedien, Mitwelt), Gesellschaft (Arbeitsqualität, individuelle Freiheiten, gesellschaftliche Aspekte) und Wirtschaft (Allokationsaspekte, Verteilungswirkungen) sowie jeweiligen Unterkriterien. Vertikal- und Horizontalbetrachtung bilden eine Produktlinienmatrix für einen Vergleich von Produktvarianten, wie in Abbildung 3 dargestellt (Günther 1994, S. 285 ff.).

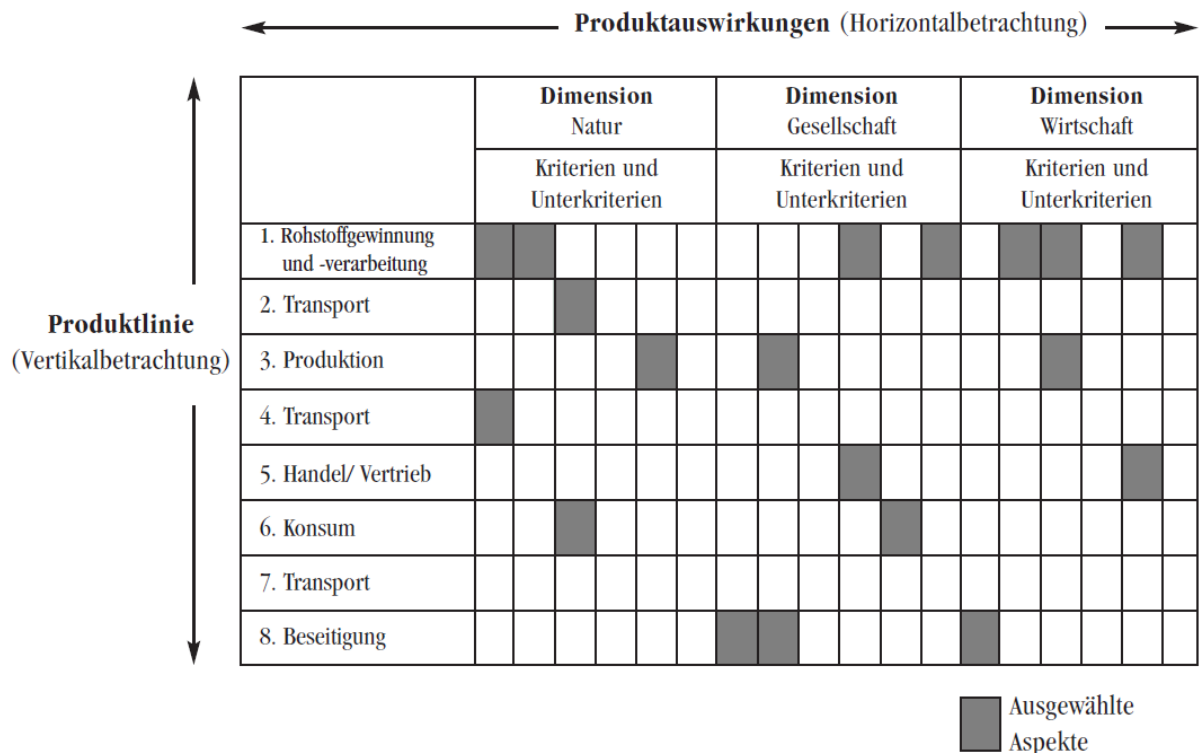


Abbildung 3: Produktlinienmatrix (Schaltegger et al. 2007, S. 145)

Aufgrund der Vielzahl von zu bewertenden Kriterien werden in der Regel Kriterien ausgewählt, welche für das Bezugsobjekt von Bedeutung sind. Die Beurteilung der Kriterien kann dabei qualitativ oder quantitativ erfolgen (Schaltegger et al. 2007, S. 145 f.). Dieses Instrument ermöglicht eine strukturierte Übersicht und Nachvollziehbarkeit der Ergebnisse, allerdings müssen die Daten der jeweiligen Kriterien klar voneinander abgrenzbar sein. Ein großer Vorteil der Produktlinienanalyse ist die Überprüfung von Produktalternativen hinsichtlich ihrer Umwelt- und Sozialverträglichkeit sowie ihrer Wirtschaftlichkeit. Allerdings birgt die Auswahl der Kriterien die Gefahr relevante Bereiche auszublenden und kann manipulativ genutzt werden. Die ökologische Beurteilung von Produktalternativen mit produktlebenszyklusorientierter Ausrichtung mittels Produktlinienanalyse ist in der Praxis durch Produktökobilanzen verdrängt worden (Schaltegger et al. 2007, S. 146).

Input-Output-Analyse und Umweltbilanzierung

Input-Output-Analysen dienen der quantitativen Erhebung von zu einem Bezugsobjekt zurechenbaren Inputs und Outputs in Form von Stoff- und Energieströmen. Das Bezugsobjekt bzw. die Ebene der Anwendung können dabei einzelne Prozesse, Betriebe, Branchen oder ganze Nationen sein. Die Input-Output-Analyse kann zu einer Stoffstromanalyse erweitert werden indem die statischen Daten durch Formeln für die Transformationsprozesse ersetzt werden. So kann ein dynamisches Abbild des betrachteten Systems erzeugt werden. Das Ergebnis einer solchen Input-Output-Analyse ist eine Input-Output-Tabelle, welche die tech-

nisch-physischen Daten ((Vor-)Produkte, Stoffe, Energien) in einem bestimmten Zeitraum darstellt und die Vorstufe zu einer Umweltbilanzierung bildet. Umweltbilanzen stellen „die stofflichen und energetischen Inputs und Outputs eines Betrachtungsobjektes bzw. Bilanzraumes (tabellenförmig) über einen definierten Zeitraum zusammenfassend“ (Sommer 2010, S. 343) dar und werden ökologisch bewertet. Die hierzu verwendeten Einheiten sind Menge, Volumen oder Länge. Die jeweiligen Umweltbilanzen lassen sich nach dem Bilanzraum bzw. Betrachtungsgegenstand unterscheiden. Gebräuchliche Typen von Umweltbilanzen sind in Tabelle 1 aufgeführt (Sommer 2010, S. 341 ff.).

Tabelle 1: Umweltbilanztypen (Schaltegger et al. 2007, S. 81; Sommer 2010, S. 334)

Bezeichnung der Bilanz	Bilanzraum bzw. Betrachtungsobjekt
Prozessumweltbilanz	Stoff- und Energieströme von einzelnen Prozessen oder einer Gruppe von Prozessen
Produktumweltbilanz	Stoff- und Energieströme und Umweltwirkungen des gesamten Produktlebenswegs
Betriebsumweltbilanz	Stoff- und Energieströme eines Betriebs, Unternehmens oder Konzerns als „black-box“
Substanzumweltbilanz	Betrachtung der dauerhaften Umweltwirkungen durch das betriebliche Anlagevermögens

2.4.2 Produktökobilanzierung nach DIN EN ISO 14040/14044

Im Rahmen dieser Arbeit wird ein Flugzeugbauteil und dessen Produktionsprozess ökologisch bewertet. Hierfür wird eine Ökobilanz erstellt, welche auf Grundlage eines Flussmodells die Stoff- und Energieströme quantifiziert und die Umweltwirkungen bestimmt. An diesem wird das Konzept der Produktumwelt- bzw. Produktökobilanz angewendet, da es sich hierbei um ein genormtes und praxisrelevantes Instrument im Rahmen der Ökobilanzierung handelt. Dieses Verfahren wird daher im Folgenden detailliert beschrieben.

Eine Ökobilanz ist ein Instrument zur Erfassung und ökologischen Bewertung von Energie- und Stoffbilanzen eines Produktes. Ihr Ziel ist eine systematische und vollständige Darstellung der In- und Outputs in allen Lebensphasen von der Ressourcengewinnung bis zur Entsorgung („von der Wiege bis zur Bahre“) sowie eine Betrachtung der damit verbundenen Umweltwirkungen. Auf diese Weise kann mit Hilfe der Ökobilanzierung eine ökologische Problemverlagerung zwischen unterschiedlichen Lebensphasen und Umweltmedien erkannt werden (Bundesumweltministerium und Umweltbundesamt 2001, S. 297). Im deutschsprachigen Raum wird für den Begriff Ökobilanz auch der Begriff „Umweltbilanz“ und im englischsprachigen Raum der Begriff „Life Cycle Assessment“ verwendet.

Als Vorläufer von Ökobilanzen wurden bereits in den 1970er Jahren ökologische Bewertungen auf Grundlage von technischen Stoffflussanalysen und Input-Output-Bilanzen von Verpackungsvarianten durchgeführt. Das Konzept der „Ökobilanz“ geht jedoch im Wesentlichen auf mehrere Projekte des Umweltbundesamts in den 1990er Jahren zurück (Prammer 2009,

S. 120 f und 127) und wurde 1997 in einer internationalen Norm im Bereich des Umweltmanagements vereinheitlicht. Die aktuelle Norm DIN EN ISO 14040 vom November 2009 beinhaltet die Grundsätze und Rahmenbedingungen einer Ökobilanz für Produktsysteme. Die ergänzenden Normen DIN EN ISO 14041 bis DIN EN ISO 14043 zur Anwendung der Ökobilanz wurden im Oktober 2006 in der Norm DIN EN ISO 14044 zusammengefasst. Diese beinhaltet konkrete Anleitungen und Beispiele zur Erstellung einer Ökobilanz.

Für die Erstellung einer Ökobilanz werden vier Phasen durchlaufen, welche iterativ durchzuführen sind, da in den jeweiligen Phasen Ergebnisse der anderen Phasen verwendet werden (DIN EN ISO 14040:2009, S. 15). In Abbildung 4 sind die jeweiligen Phasen einer Ökobilanz dargestellt. Nachfolgend werden diese einzeln beschrieben.

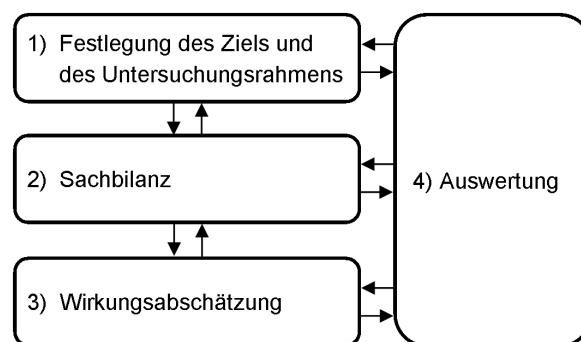


Abbildung 4: Phasen einer Ökobilanz (in Anlehnung an DIN EN ISO 14040:2009, S. 16)

1) Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens

Die erste Phase zur Erstellung einer Ökobilanz beginnt mit „einer klaren Formulierung der zu beantwortenden Fragestellung und des Verwendungszwecks der Ergebnisse“ (Prammer 2009, S. 129). Das so definierte Ziel der Ökobilanz ist für die spätere Datenerhebung und ökologische Bewertung entscheidend. Ergänzend wird eine Nachvollziehbarkeit und Überprüfbarkeit für Dritte ermöglicht. Der Untersuchungsrahmen der Ökobilanz sollte dabei derart definiert werden, dass „Breite, Tiefe und die Einzelheiten der Studie widerspruchsfrei und für das vorgegebene Ziel hinreichend sind“ (DIN EN ISO 14040:2009, S. 23). Dies schließt eine Festlegung des Produktsystems innerhalb von Systemgrenzen ein. Ein solches Produktsystem ist in Abbildung 5 dargestellt.

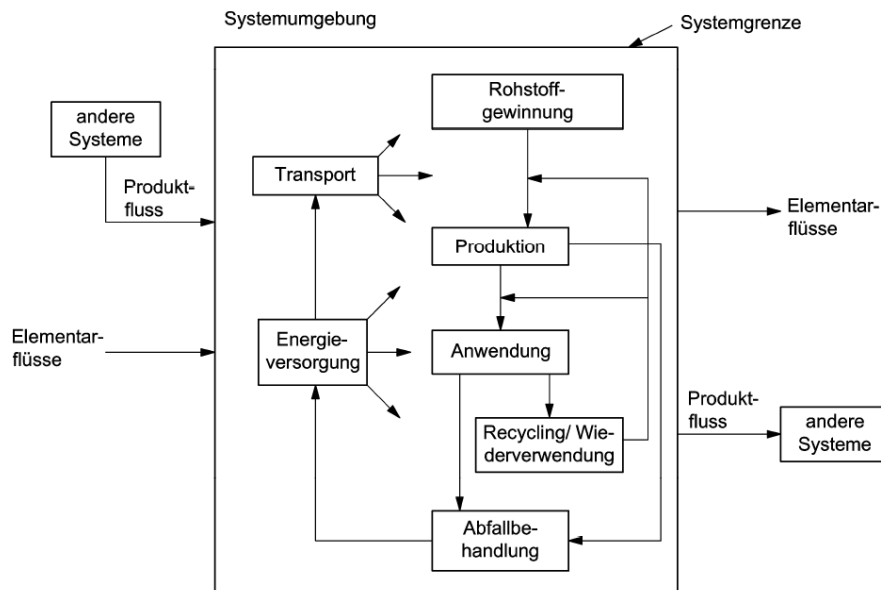


Abbildung 5: Beispiel eines Produktsystems für eine Ökobilanz (DIN EN ISO 14040:2009, S. 21)

Dieses Produktsystem beinhaltet alle Prozessmodule und Flüsse zu Zwischenprodukten innerhalb der Systemgrenzen, anderen Produktsystemen (Produktflüsse) oder seiner Umgebung (Elementarflüsse). Dies soll eine Unterscheidung zwischen den in Prozessmodulen verbleibenden Inputs und Inputs, welche in das Produkt eingehen, ermöglichen. Zudem wird so der Fokus auf die Funktion des Produkts und nicht auf das Produkt selbst gerichtet. Die Wahl der Systemgrenzen hängt vom Ziel, den „getroffenen Annahmen, Daten- und Kostenbeschränkungen und den Abschneidekriterien ab“ (DIN EN ISO 14040:2009, S. 24). Durch die Definition von Abschneidekriterien können Stoff- und Energieflüsse vernachlässigt werden, welche einen geringen Masse- oder Energieanteil oder eine geringe Umweltrelevanz haben (DIN EN ISO 14044:2006, S. 19). Darüber hinaus werden eine Bezugsgröße bzw. funktionelle Einheit und der Referenzfluss für die Betrachtung definiert. So wird es ermöglicht, die Ergebnisse von verschiedenen Ökobilanzen miteinander zu vergleichen. Eine funktionelle Einheit ist eine produktunabhängige Größe, welche die Hauptfunktion von unterschiedlichen Bezugsobjekten beschreibt und die Grundlage für die Referenzflüsse der Produktsysteme bildet. Der Referenzfluss ist die Menge des Produkts, welche für die Erfüllung der funktionellen Einheit bzw. den Nutzen eines Produktsystems nötig ist und bestimmt die In- und Outputflüsse. Dies soll eine Vergleichbarkeit verschiedener Produkte, welche den gleichen Nutzen haben, ermöglichen und ausschließen, dass vermeintlich gleiche Produkte mit unterschiedlichen Eigenschaften verglichen werden. Für den Vergleich von Rasierern kann beispielsweise die funktionelle Einheit „über 5 Jahre 1 mal am Tag den Bart schneiden“ definiert werden. Die Referenzflüsse der Alternativen (A: Nassrasierer, B: elektrischer Rasierapparat) ergeben sich aus einer angenommenen unterschiedlichen Lebensdauer der Rasierer. Folglich geht in die Ökobilanz nur der Anteil an Stoff- und Energieströmen für die Herstellung ein, welcher für die Erfüllung der funktionalen Einheit nötig ist.

2) Sachbilanz

Eine Sachbilanzierung umfasst die Datenerhebung und Berechnung der Stoff- und Energieströme innerhalb des im ersten Schritt definierten Untersuchungsrahmens. Hierfür wird die Prozesskette innerhalb der Systemgrenzen beschrieben und in einem Flussdiagramm modelliert. Für die einzelnen Prozesse werden hierbei die Daten der Inputs (Energie, Rohstoffe, Betriebsstoffe und andere physikalische Stoffe), die physikalischen Outputs (Produkte, Koppeleprodukte und Abfälle) und umweltrelevante Daten nach Möglichkeit vollständig erhoben. Neben der eigenen Datenerhebung können hierzu öffentliche Quellen und Datenbanken genutzt werden. Eine Datenerhebung für ein spezielles Produkt bzw. für die jeweilige funktionelle Einheit ist in der Praxis jedoch häufig nur bedingt möglich, da viele Prozesse multifunktional sind und sich daher schlecht einem Produkt direkt zuordnen lassen. So werden zum Beispiel bei Transportprozessen mehrere Güter gleichzeitig transportiert oder auf einer Maschine mehrere Produkte hergestellt. Daher muss bei einer produktbezogenen Bilanzierung eine Allokation der Inputs und Outputs auf die funktionelle Einheit durchgeführt werden. Die hierzu aufgenommenen Daten sollten dabei validiert werden, um sicherzustellen, dass sie die Qualitätsanforderungen erfüllen und um Fehler bei der Datenerhebung zu vermeiden. Hierzu können Energie- und Massenbilanzen für einzelne Prozesse erstellt werden mit dessen Hilfe sich Abweichungen zwischen den Inputs und Outputs erkennen lassen. Das Ergebnis ist eine Sachbilanz, welche die Austauschbeziehungen zur natürlichen Umwelt in Form von Elementarflüssen abbildet. Auf der einen Seite stehen die Entnahmen aus der natürlichen Umwelt, die zur Herstellung des jeweiligen Produkts erfolgen. Auf der anderen Seite werden die Einträge in die natürliche Umwelt, die aus der Produktion resultieren, dargestellt. Diese Elementarflüsse des Produktsystems bilden die Ergebnisse der Sachbilanz und gehen als Input in die Wirkungsabschätzung ein.

3) Wirkungsabschätzung

In der Wirkungsabschätzung wird die Größe und Bedeutung potenzieller Umweltwirkungen aus den Elementarflüssen der Sachbilanz abgeleitet. Der Begriff „potenziell“ bedeutet in diesem Zusammenhang, dass keine Aussagen über die tatsächlich eintretenden Schädigungen der Umwelt getroffen werden, sondern dass lediglich aufgezeigt wird, welche Stoffe durch den Produktionsprozess freigesetzt werden und wie diese auf die Umwelt wirken können. In den Normen DIN EN ISO 14040 und 14044 wird die Wirkungsabschätzung in verbindliche und optionale Bestandteilen untergliedert. Verbindliche Bestandteile sind die Auswahl von Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsmodellen. Auf Basis dieser Auswahl werden, wie in Abbildung 6 dargestellt, die Sachbilanzergebnisse den Wirkungskategorien zugeordnet und über naturwissenschaftliche Wirkungsindikatoren die Wirkungsendpunkte berechnet.

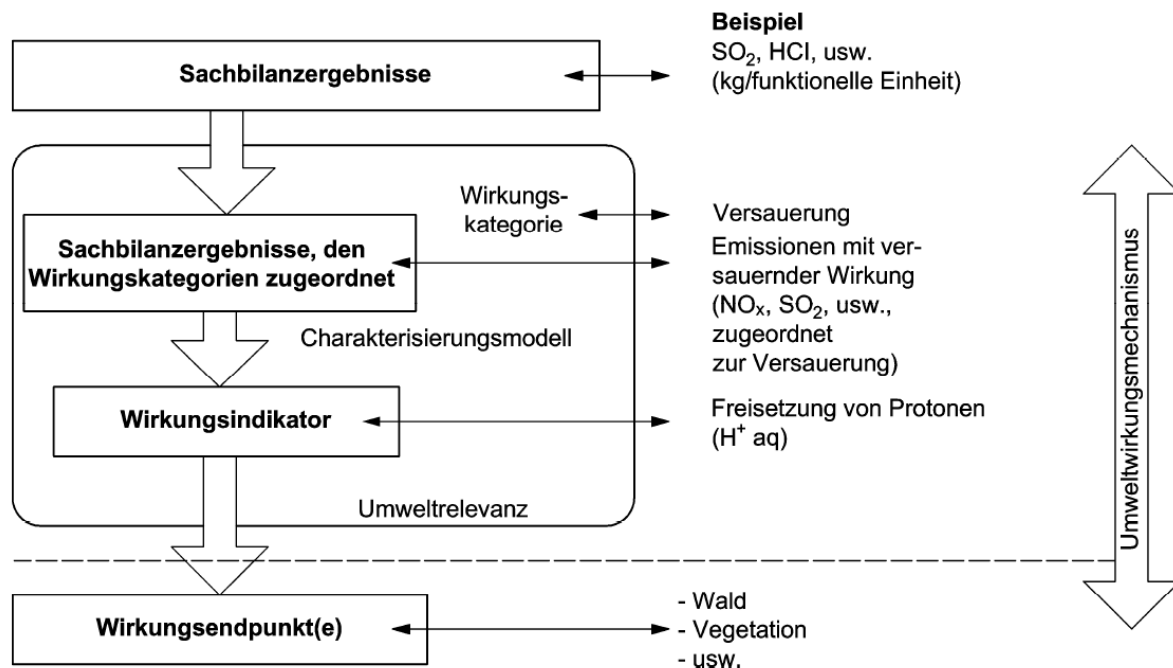


Abbildung 6: Konzept der Wirkungsindikatoren 14 (DIN EN ISO 14044:2006, S. 36)

Die Wirkungskategorien sind in der Norm nicht näher definiert oder festgelegt, sollten aber dem Ziel beziehungsweise dem Untersuchungsrahmen der jeweiligen Ökobilanz entsprechen und repräsentieren wichtige Umweltthemen wie zum Beispiel die Klimaänderung oder Versauerung des Bodens. Die Wirkungskategorien lassen sich dabei in input- und outputbezogene Wirkungskategorien einteilen. Inputbezogene Wirkungskategorien sollen den biotischen und abiotischen Ressourcenverbrauch und die Beanspruchung des Naturraums abbilden. Hier kann zwischen endlichen (zum Beispiel Erdöl und Mineralien) und regenerierbaren (zum Beispiel Wildtiere) Ressourcentypen differenziert werden (Klöpffer und Grahl 2009, S. 229 f.). Die outputbezogenen Wirkungskategorien beziehen sich auf Emissionen und sonstige Einträge in die natürliche Umwelt. Diese Kategorien können einen unterschiedlichen örtlichen Bezug (global/kontinental/regional/lokal) haben. Globale Wirkungskategorien wie zum Beispiel die Klimaänderung und der stratosphärische Ozonabbau sind wissenschaftlich gut untersucht und stellen daher eine eher objektive Kategorie zur Wirkungsbeurteilung dar. Je spezifischer der örtliche Bezug, desto schwieriger ist eine Wirkungsbewertung, da „eine stärkere Berücksichtigung der geographischen Emissions-, Verteilungs- und Wirkweisen gefordert“ ist (Klöpffer und Grahl 2009, S. 251).

Zur Quantifizierung der Wirkungskategorien werden Wirkungsindikatoren verwendet, mit deren Hilfe ein naturwissenschaftlicher Zusammenhang zwischen den Elementarflüssen und der potenziellen Umweltwirkung hergestellt werden kann. So kann zum Beispiel für die Wirkungskategorie „Eutrophierung von Süßwasser“ der Wirkungsindikator „Phosphorkonzentration“ mit der Einheit $\frac{\text{yr} \times \text{kg}}{\text{m}^3}$ verwendet werden. Neben Phosphor können diesem Wirkungsindikator über das entsprechende Charakterisierungsmodell (in diesem Fall Süßwassereutrophierungspotenzial) zur Wirkungskategorie beitragende Emissionen zugerechnet werden. Die

Berechnung wird hierbei mit Charakterisierungsfaktoren ermöglicht. Hierfür werden die Sachbilanzergebnisse einer Wirkungskategorie über Charakterisierungsfaktoren in eine Einheit (die Äquivalenteinheit) umgerechnet. Auf diese Weise können in den Phosphoräquivalenten neben Phosphor auch andere Stoffe wie zum Beispiel Ammoniak und Nitrat enthalten sein (Klöpffer und Grahl 2009, S. 320). Der spezifische Charakterisierungsfaktor für Phosphor beträgt hierbei 1 und alle anderen Stoffe werden dazu ins Verhältnis gesetzt. Je nachdem in welchem Maße die emittierten Stoffe einen Beitrag in dieser Wirkungskategorie haben kann der jeweils zugeordnete Charakterisierungsfaktor größer oder kleiner als 1 sein.

Die verwendeten Wirkungsindikatoren können darüber hinaus in Wirkungsendpunkte umgerechnet werden und so Folgen für das Ökosystem oder die menschliche Gesundheit bemessen. Hierbei spielt vor allem die Hierarchie der Effekte eine wichtige Rolle. Beispielsweise führt die Emission von Kohlenstoffdioxid (CO_2) zu einer erhöhten Strahlenadsorption in der Atmosphäre (Primärwirkung). Dieser Effekt hat eine Erhöhung der mittleren Temperatur der Troposphäre zur Folge (Sekundärwirkung), welche diverse Folgen für das Ökosystem wie zum Beispiel das Abschmelzen der Polkappen, Meeresspiegelanstieg und zunehmende Wetterextreme haben kann (Tertiärwirkung). Die Primärwirkungen sind messbar und haben einen beschreibbaren Zusammenhang zu den Sekundärwirkungen. Daher besteht hier eine relativ hohe Sicherheit und Akzeptanz dieser Wirkungen. Die tertiären Wirkungen sind unsicherer zu prognostizieren und daher häufig umstritten (Klöpffer und Grahl 2009, S. 223 ff.). Die Berechnung der Wirkungsindikatoren und -endpunkte ist in der Regel in Softwarelösungen für eine Ökobilanzierung integriert.

Nachfolgend wird die im Rahmen dieser Arbeit verwendete Methode „ReCiPe 2008“ zur Wirkungsabschätzung näher erläutert. Diese Methode wurde von holländischen Forschern und Unternehmen (RIVM, CML, PRé Consultants, Radboud Universiteit Nijmegen) entwickelt. Die Grundidee von ReCiPe ist eine Aufteilung von Wirkungsindikatoren in sogenannte Midpoint- und Endpointbetrachtungen. Die Midpointbetrachtung ist dabei identisch mit den zuvor beschriebenen Sekundärwirkungen und die Endpointbetrachtung mit den Tertiärwirkungen der Wirkungsendpunkte. Die Midpointbetrachtung besteht aus 18 Wirkungskategorien, welche eine globale Relevanz haben und wissenschaftlich anerkannte Umweltwirkungen darstellen. Kategorien mit einem lokalen Bezug wie Versauerung, Eutrophierung, Bildung photochemischer Oxidantien, Land- und Wassernutzung hängen von regionalen Gegebenheiten ab und wurden mit einem Modell auf die europäischen Bedingungen angepasst. Die Midpointwirkungskategorien, ihre Wirkungsindikatoren sowie das jeweils zugehörige Charakterisierungsmodell sind detailliert in Tabelle 2 aufgeführt. Für jede Wirkungskategorie existiert ein Wirkungsindikator, welcher als wesentlicher Treiber für die Umweltwirkung identifiziert wurde. Über das entsprechende Charakterisierungsmodell können die jeweils zugehörigen Äquivalente berechnet werden. Hierzu können in ReCiPe 2008 drei unterschiedliche Perspektiven ausgewählt werden: Individualist (I), Hierarchist (H) und Egalitarian (E). Individualisten sind unabhängige Personen, welche nicht durch gesellschaftliche Pflichten gebunden sind. Sie können auf einem freien Markt agieren und ihre Position (Technologie, Preise) kurzfristig anpassen. Hierarchisten sind in einem festen gesellschaftlichen System verbun-

den und folgen einem Konsensmodell mit wissenschaftlicher Ausrichtung. Die Perspektive des Hierarchisten wird oft als Standardmodell genutzt (Goedkoop et al. 2013, S. 16). Egalitarianer treffen langfristige Entscheidungen auf Basis eines vorsorglichen Denkens. Den jeweiligen Perspektiven werden innerhalb des Modells beispielsweise unterschiedliche Zeiträume zum Beispiel bei der Wirkungskategorie Klimawandel zugeordnet. Für Individualisten beträgt dieser Zeitraum 20 Jahre, für Hierarchisten 100 Jahre und für Egalitarianer 500 Jahre. Der Klimawandel wird über das Treibhauspotenzial der hierfür relevanten Emissionen ermittelt. Für die einzelnen Emissionen werden Charakterisierungsfaktoren berechnet, welche abhängig vom betrachteten Zeitraum und dem Wirkpotenzial sind. Die Berechnung des Treibhauspotenzials einer Emission x über den Zeitraum T ist in Formel 4 dargestellt. a_x ist die Verstärkung der Infrarotstrahlung durch die Einbringung einer Einheit des Stoffes in die Atmosphäre, $x(t)$ ist der zeitabhängige Vorrat des Stoffes. Dies wird ins Verhältnis zum Referenzstoff a_r gesetzt. Bei der Berechnung des Treibhauspotenzials eines Stoffes ist dies CO_2 . So können die Emissionen, welche für den Treibhauseffekt verantwortlich sind, miteinander hinsichtlich der Größe der Wirkung verglichen werden (Goedkoop et al. 2013, S. 22).

$$GWP_{x,T} = \frac{\int_0^T a_x[x(t)]dt}{\int_0^T a_r[r(t)]dt} \quad (4)$$

In der Regel nimmt der Einfluss einer Emission von Stoffen mit der Zeit ab, da diese durch chemische Reaktionen in der Atmosphäre abgebaut werden (Goedkoop et al. 2013, S. 22). So beträgt zum Beispiel der Charakterisierungsfaktor für Methan je nach Perspektive 72 (I), 25 (E) und 7,6 (H) kg CO_2 -Äquivalent

Die Endpointbetrachtung besteht aus den drei Wirkungskategorien: Schaden für die menschliche Gesundheit, Schaden für das Ökosystem und der Ressourcenverfügbarkeit. Die Berechnung erfolgt über eine gewichtete Zusammenführung der Midpointindikatoren. Die Einheit für die jeweiligen Kategorien ist dabei dimensionslos und wird in Punkten angegeben. Aufgrund der unsicheren wissenschaftlichen Grundlage wird im Rahmen dieser Arbeit auf eine Bewertung in Endpointwirkungskategorien verzichtet (Goedkoop et al. 2013, S. 2).

Tabelle 2: Midpointkategorien der Wirkungsbewertung ReCiPe 2008 (Goedkoop et al. 2013, S. 6)

Wirkungskategorie	Wirkungsindikator	Einheit	Charakterisierungsmodell	Einheit (Äquivalent)	Abk.
Klimawandel	Verstärkung der Infrarotstrahlung	$\frac{W \times yr}{m^2}$	Treibhauspotenzial	kg (CO ₂ in Luft)	GWP
Ozonabbau	stratosphärische Ozonkonzentration	$ppt \times yr$	Ozonzerstörungspotenzial	kg (CFC-11 in Luft)	ODP
Terrestrische Versauerung	Basensättigung	$yr \times m^2$	Terrestrisches Versauerungspotenzial	kg (SO ₂ in Luft)	TAP
Eutrophierung von Süßwasser	Phosphorkonzentration	$yr \times \frac{kg}{m^3}$	Süßwassereutrophierungspotenzial	kg (P in Süßwasser)	FEP
Eutrophierung der Meere	Stickstoffkonzentration	$yr \times \frac{kg}{m^3}$	Meerwassereutrophierungspotenzial	kg (N in Süßwasser)	MEP
Humantoxizität	Gefahrengewichtete Dosis	-	Humantoxizitätspotenzial	kg (14-DCB in städtische Luft)	HTP
Bildung photochemischer Oxidantien	photochemische Ozonkonzentration	kg	Bildungspotenzial photochemischer Oxidantien	kg (NMVOC in Luft)	POFP
Bildung partikelförmiger Stoffe	Aufnahme von PM10	kg	Bildungspotenzial partikelförmiger Stoffe	kg (PM10 in Luft)	PMFP
terrestrische Ökotoxizität	Gefahrengewichtete Konzentration	$m^2 \times yr$	terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial	kg (14-DCB in industriellen Boden)	TETP
Süßwasserökotoxizität	Gefahrengewichtete Konzentration	$m^2 \times yr$	Süßwasserökotoxizitätspotenzial	kg (14-DCB in Süßwasser)	FETP
Meerwasserökotoxizität	Gefahrengewichtete Konzentration	$m^2 \times yr$	Meerwasserökotoxizitätspotenzial	kg (14-DCB in Meerwasser)	METP
Ionisierende Strahlung	Absorbierte bzw. kollektive effektive Dosis	$man \times Sv$	Ionisierendes Strahlungspotenzial	kg (²³⁵ U in Luft)	IRP
Inanspruchnahme von landwirtschaftlicher Nutzfläche	Inanspruchnahme	$m^2 \times yr$	Inanspruchnahmepotenzial von landwirtschaftlicher Nutzfläche	$m^2 \times yr$ (landwirtschaftliche Nutzfläche)	ALOP
Inanspruchnahme von Stadtboden	Inanspruchnahme	$m^2 \times yr$	Inanspruchnahmepotenzial von Stadtboden	$m^2 \times yr$ (Stadtboden)	ULOP
Transformation von Natur- in Zivilisationsfläche	Transformation	m^2	Transformationspotenzial von Naturfläche	m^2 (Naturfläche)	NLTP
Wasserverbrauch	Wassermenge	m^3	Wasserverbrauchspotenzial	m^3 (Wasser)	WDP
Ressourcenverknappung von Mineralien	Reduzierungsgradient	kg^{-1}	Ressourcenverknappungspotenzial von Mineralien	kg (Fe)	MDP
Ressourcenverknappung fossile Brennstoffe	unterer Heizwert	MJ	Ressourcenverknappungspotenzial fossiler Brennstoffe	kg (Öl)	FDP

14-DCB : 1,4-Dichlorbenzol

²³⁵U: Uranisotop

CFC-11: Trichlorfluormethan (FCKW)

CO₂: Kohlenstoffdioxid

Fe: Eisen

N: Stickstoff

NMVOC: Flüchtige Organische Verbindungen ohne Methan

Öl: Rohöl, Ausgangsstoff, 42 MJ pro kg, im Boden

P: Phosphor

ppt: Chloräquivalent (ppp: parts per million)

PM10: Feinstaub <0,1 µm

SO₂: Schwefeldioxid

4) Auswertung

In der Phase der Auswertung finden die Überprüfung der verwendeten Methoden und eine Interpretation der Ergebnisse der ersten drei Phasen statt. Die einzelnen Arbeitsschritte sind hier die Identifizierung der signifikanten Parameter, eine Beurteilung der Ergebnisse sowie das Ableiten von Schlussfolgerungen, Einschränkungen und Empfehlungen (DIN EN ISO 14044:2006, S. 45).

Die Identifizierung signifikanter Parameter erfolgt auf Basis der Ergebnisse der ersten drei Phasen und steht in Wechselwirkung mit der Beurteilung. Ziel dieses Schrittes ist es, wichtige Einflussfaktoren von den gewählten Allokationsregeln, Abschneidekriterien, ausgewählten Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Modelle“ (DIN EN ISO 14044:2006, S. 49) zu identifizieren, welche quantitative Unterschiede verursachen. Die Umsetzung dieses Schrittes ist in der Norm nicht definiert. Eine Möglichkeit ist zum Beispiel die Berechnung von relativen Beitragswerten einzelner Prozesse für den Klimawandel, um Prozesse mit einer hohen Bedeutung für diese Wirkungskategorie zu identifizieren.

Die Beurteilung soll das Vertrauen in die Ergebnisse steigern und ihre Zuverlässigkeit darlegen. Zudem sollen die Ergebnisse verständlich und übersichtlich dargestellt werden. Im Rahmen der Beurteilung können die Methoden der Vollständigkeitsprüfung, der Sensitivitätsprüfung und der Konsistenzprüfung angewendet werden. Eine Vollständigkeitsprüfung kann etwaige Lücken bei der Sachbilanzierung und Wirkungsabschätzung aufzeigen. Bei der Sensitivitätsanalyse werden Szenarien gebildet, welche sich in einem Punkt von dem modellierten Produktsystem unterscheiden. So kann die Sicherheit der Ergebnisse untersucht werden. „Zweck der Konsistenzprüfung ist die Bestimmung, ob sich die Annahmen, Methoden und Daten in Übereinstimmung mit dem Ziel und dem Untersuchungsrahmen befinden“ (DIN EN ISO 14044:2006, S. 52). Hier wird geprüft, ob die Konsistenz innerhalb des Produktsystems oder bei dem Vergleich von Ökobilanzen für verschiedene Produktsysteme gewährleistet ist (Klöpper und Grahl 2009, S. 361). Die zu überprüfenden Inhalte betreffen die Datenqualität, regionale und zeitliche Unterschiede, Allokationsregeln und Systemgrenzen und die Bestandteile der Wirkungsabschätzung (DIN EN ISO 14044:2006, S. 53).

Die Schlussfolgerungen, Einschränkungen und Empfehlungen sind in Form eines Berichtes anzugeben, der alle Phasen einer Ökobilanz behandelt. Ziel ist es, alle Schritte zur Erstellung und Auswertung der Ökobilanz zu dokumentieren. Hierfür sollten die „Ergebnisse, Daten, Methoden, Annahmen und Einschränkungen (..) transparent und mit ausreichender Ausführlichkeit dargelegt werden“ (DIN EN ISO 14044:2006, S. 54). Dies soll eine Überprüfung der festgelegten Ziele und eine Nachvollziehbarkeit für Dritte ermöglichen.

2.5 Ökonomische Bewertung von Produktionsprozessen

In diesem Abschnitt werden die wesentlichen Verfahren zur Bestimmung von Umweltkosten erläutert. Hierzu wird zunächst auf die historische Entwicklung und auf die jeweiligen Instrumente der Umweltkostenrechnung eingegangen. Anschließend wird die im Rahmen dieser Arbeit verwendete Methode der Materialflusskostenrechnung nach DIN EN 14051 detailliert erläutert.

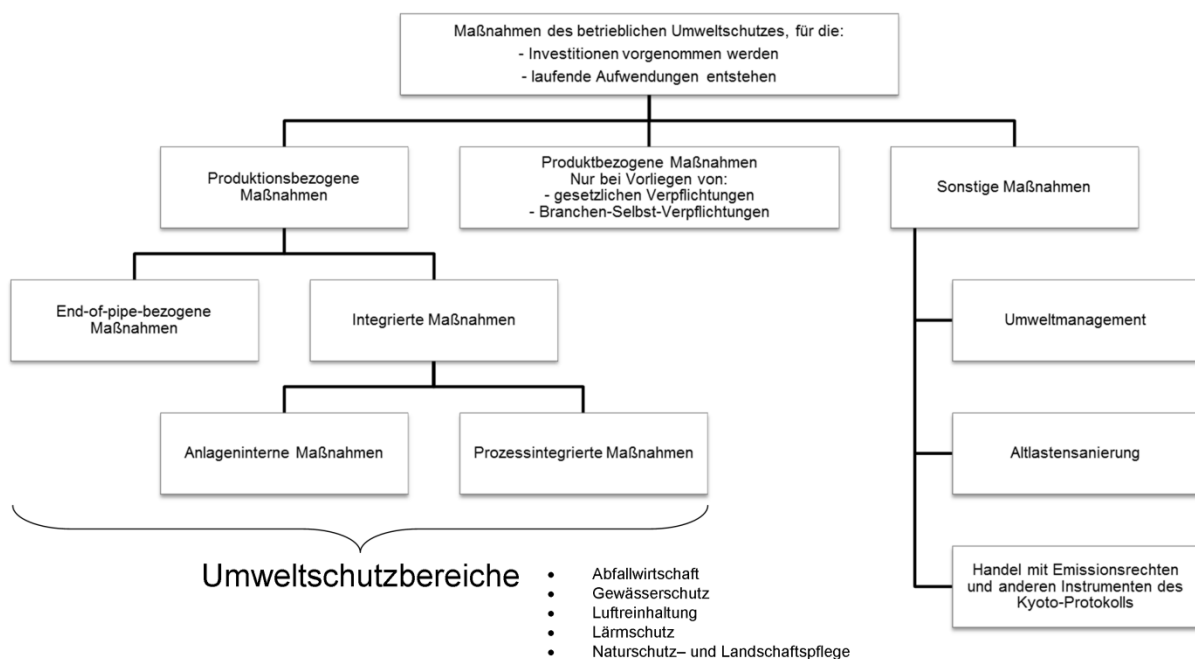
2.5.1 Ansätze der Umweltkostenrechnung

Dieser Abschnitt stellt die Entwicklungsstufen der Umweltkostenrechnung dar. Die Erfassung von umweltrelevanten Kosten geht in Deutschland auf das seit 1974 bestehende Umweltstatistikgesetz zurück. Das Gesetz schreibt eine jährliche Erfassung von Investitionen und alle drei Jahre die Erfassung der laufenden Aufwendungen für den Umweltschutz für 10.000 repräsentativ ausgewählte Betriebe aus den Wirtschaftszweigen „des Bergbaus und der Gewinnung von Steinen und Erden, des Verarbeitenden Gewerbes sowie der Energieversorgung, Wasserversorgung, Abwasser- und Abfallentsorgung und Beseitigung von Umweltverschmutzungen“ vor (UStatG 2005, § 11 (1)). Dieses Gesetz bildet die Grundlage für die Umweltschutzkostenrechnung, welche in den nachfolgenden Jahren entwickelt wurde und durch die VDI-Richtlinie 3800 beschrieben wird. Die darauf folgende Stufe der Entwicklung bildet die Reststoffkostenrechnung, welche in den 90er Jahren entwickelt wurde. Diese ist auf die ökologischen und ökonomischen Wirkungen von in Betrieben anfallenden Reststoffen fokussiert. Die modernste Form der Umweltkostenrechnung stellt die Flusskostenrechnung dar. Hierbei handelt es sich um eine ganzheitliche Betrachtungsweise, bei der alle Stoff- und Energieflüsse eines Unternehmens als umwelt- und kostenrelevant betrachtet werden.

Umweltschutzkostenrechnung

Die Umweltschutzkostenrechnung wurde in den 70er Jahren in Folge von Gesetzen zur staatlichen Umweltstatistik etabliert. Anfangs sollten vor allem „die Abschreibungs- und laufenden Betriebskosten von Umweltschutzanlagen“ (Seidel 2003, S. 97) erfasst werden. Mittlerweile schließt das Umweltstatistikgesetz (UStatG) auch die Investitionen, die dem Umweltschutz dienen, sowie die Aufwendungen in den Bereichen Abfallwirtschaft, Gewässerschutz, Lärmbekämpfung, Luftreinhaltung, Klimaschutz, Naturschutz und Landschaftspflege und Bodensanierung ein (UStatG 2005, § 11 (1)). Die Kosten umfassen additive bzw. „end-of-pipe“-Maßnahmen, welche dem betrieblichen Leistungserstellungsprozess nachgeschaltet sind. Die Erfassung von Umweltschutzkosten im Rahmen der Umweltschutzkostenrechnung ist folglich von der Definition des Begriffs Umweltschutzkosten abhängig. Der VDI definiert in der Richtlinie 3800 Umweltschutzaufwendungen als „diejenigen Maßnahmen des Unternehmens oder Dritter in seinem Auftrag (...), die darauf ausgerichtet sind, die durch die Unter-

nehmenstätigkeit verursachten oder zu erwartenden Umweltbelastungen oder Umweltschäden zu vermeiden, zu verringern, zu beseitigen sowie zu überwachen und zu dokumentieren“ (Richtlinie VDI 3800:2001, S. 5). Eine Übersicht über die betrieblichen Maßnahmen des Umweltschutzes nach VDI-Richtlinie 3800 ist in Abbildung 7 dargestellt. Hier wird eine Trennung der betrieblichen Umweltschutzaufwendungen in laufende Aufwendungen und Investitionen vorgenommen. Es werden folglich keine Kosten, sondern Aufwendungen erfasst. Aufwendungen sind Größen des externen Rechnungswesens und ergeben sich aus der Periodisierung der Auszahlungen und Einzahlungen. Kosten hingegen sind nur für den internen Gebrauch vorgesehen und umfassen den bewerteten, sachzielbezogenen Güterverbrauch (Ewert und Wagenhofer 2005, S. 6). Die VDI-Richtlinie sieht eine Unterteilung der Aufwendungen nach produktions-, produktbezogenen und sonstigen Maßnahmen in den Bereichen Abfallwirtschaft, Gewässerschutz, Lärmbekämpfung, Luftreinhaltung, Naturschutz und Landschaftspflege vor. Die produktionsbezogenen Maßnahmen bzw. Aufwendungen fallen für die Vermeidung, Verringerung oder Beseitigung von Umweltbelastungen an, welche dem Leistungserstellungsprozess vor- bzw. nachgeschaltet (End-of-Pipe) oder in ihm integriert sind. End-of-Pipe-Maßnahmen sind eigenständige Anlagen wie zum Beispiel Partikelfilter oder Kläranlagen und lassen sich den Umweltschutzaufwendungen direkt zuordnen. Integrierte Maßnahmen sind anlageninterne Bestandteile von Produktionsanlagen oder betreffen die Gestaltung des Prozesses (Richtlinie VDI 3800:2001, S. 9 f.).



**Abbildung 7: Übersicht über betriebliche Maßnahmen des Umweltschutzes
(Richtlinie VDI 3800:2001, S. 8)**

Die Richtlinie selbst gibt keine Methodik für die Berechnung der Aufwendungen in den einzelnen Bereichen vor, sondern gibt an, dass die Ermittlung „unternehmensindividuell unter Abwägung des Kosten-/Nutzen-Verhältnisses festgelegt werden“ (Richtlinie VDI 3800:2001,

S. 23) soll. Jedoch gibt die Richtlinie eine Formel zur Berechnung der jährlichen Aufwendungen an. Diese Berechnungsvorschrift ist in Formel 5 dargestellt.

$$G = \sum_j a_j(I + \Delta I_j) + \sum_i m_i p_i + A \cdot p + S + F - E \quad (5)$$

G gesamte jährliche Aufwendungen, in €/a

I Investition, in €

a_j Prozentsatz für die Ermittlung der aus der Investition abgeleiteten Aufwendungen, in %/a bzw. 1/a

ΔI_j Hinzurechnungen und/oder Kürzungen der Investition I bei der Bestimmung der Aufwendungsart j (zum Beispiel sind bei der Bestimmung der Abschreibungen die Investitionen zu kürzen), in €

m_i technische Verbrauchsmenge der Sorte i in Mengeneinheiten ME pro Jahr (z.B. m³ Zusatzwasser pro Jahr), in ME/a

p_i zur Verbrauchsmenge i gehörender Verrechnungspreis, in ME/a

A Personalbedarf, in Beschäftigte

p Personalaufwendungen, in €/a und Beschäftigter

S sonstige Aufwendungen (in den übrigen Termen nicht erfassbare Aufwendungen, deren anderweitige Zuordnung nicht sinnvoll bzw. nicht üblich ist, zum Beispiel Gemeinkosten (-Anteile), Aufwendungen für mess- und sicherheitstechnische Überwachungen usw.), in €/a

F Folgeaufwendungen, in €/a

E mögliche Erträge (Gutschriften) durch Verkauf von Kuppelprodukten, Annahme von Sekundärstoffen etc., in €/a

Die erste Summe bilden dabei die aus der Investition abgeleiteten jährlichen Aufwendungen. Der zweite und dritte Term betreffen betriebsabhängigen Aufwendungen für Materialien und Personal. Zusätzlich werden sonstige Aufwendungen, Folgeaufwendungen und Erlöse durch die Umweltschutzanlage erfasst.

Die VDI Richtlinie ist besonders für Unternehmen geeignet, welche nach dem Umweltstatistikgesetz verpflichtet sind ihre Umweltschutzaufwendungen zu melden, da auf bestehende Strukturen der Erfassung zurückgegriffen werden kann. Die Einrichtung von Kostenstellen für Umweltschutzaufwendungen kann helfen den Aufwand für eine regelmäßige Berichterstattung über die Aufwendungen zu reduzieren. Zudem bietet die Richtlinie im Gegensatz zum Umweltstatistikgesetz ein einheitliches Verfahren und eine Erweiterung auf integrierte Umweltschutzmaßnahmen.

Reststoffkostenrechnung

Die Reststoffkostenrechnung ist ein Instrument zur Erfassung von Kosten, welche einen direkten Bezug zu den bei der Leistungserstellung anfallenden Reststoffen haben. Die grundlegende Annahme ist dabei, dass Reststoffe in einem hohen Maße zur Belastung der Umwelt beitragen. Daher ist das Ziel, durch eine Vermeidung von Reststoffen die Umwelt zu entlasten, und so ebenfalls die entstehenden Kosten zu senken. Reststoffe sind hierbei alle unerwünschten Produktionsinputs und -outputs. Das umfasst die Verluste der eingesetzten Materialien sowie Abwasser, Abluft, Abwärme und Verpackungen. Die jeweiligen Kosten werden durch den reinen Materialwert, die in den Materialien gebundene Wertschöpfung durch Abschreibungen und Personalkosten und Maßnahmen zur Behandlung und Entsor-

gung von Reststoffen verursacht. Die Umsetzung der Reststoffkostenrechnung basiert auf den Stoff- und Energieflüssen eines Unternehmens bzw. Produktsystems, welche um eine Betrachtung der Reststoffflüsse erweitert wird (Loew et al. 2003, S. 71 ff.) und kann über eine erweiterte Kostenarten-, Kostenstellen- und Kostenträgerrechnung erfolgen. In der Kostenartenrechnung werden die Reststoffkosten in Abhängigkeit der anfallenden Menge erfasst. In der Kostenstellenrechnung werden die Reststoffkosten mit Hilfe von Prozessbilanzen auf Kostenstellen umgelegt, die identisch mit den Produktionsprozessen sind. Gleiches gilt für die Kostenträgerrechnung, bei der die Kosten über Produktbilanzen aufgeteilt werden. Die praktische Erfassung und Abgrenzung der Reststoffkosten lässt sich dabei in drei Schritte aufteilen (Loew et al. 2003, S. 74):

1. Erfassung der Reststoffkosten in einem Betriebsabrechnungsbogen (zum Beispiel Kosten für Wasser und Abfall).
2. Ermittlung von Personalkosten für die Bedienung und Wartung sowie Abschreibungskosten von Umweltschutzanlagen aus der Anlagenbuchhaltung.
3. Die Reststoffkosten für Materialverluste inkl. Ausschuss werden über die Einkaufspreise nach Abzug des Schrottwertes berechnet. Zusätzlich werden die Maschinen- und Personalkosten nach dem Ausschuss- und Verlustanteil auf die Reststoffkosten umgelegt.

Flusskostenrechnung

Die Flusskostenrechnung ist ein Instrument für die Darstellung und monetäre Bewertung der Material- und Energieflüsse eines betrachteten Systems. Ihr Ursprung ist das Stoffstrommanagement, welches „auf die zielorientierte, ganzheitliche und effiziente Beeinflussung von Stoffsystemen ausgerichtet“ (Deutscher Bundestag 1994, S. 46) ist und ökologische, ökonomische und soziale Ziele verfolgt. Eine Modellierung eines Produktionssystems als Stoffstrom- bzw. Flussmodell soll Änderungen der Prozesse, Stoffkreisläufe und -zusammensetzungen durch produktionsintegrierte Umweltschutzmaßnahmen bestimmen (Spengler et al. 1998, S. 150). Durch eine Integration von Flusskosten in das Stoffstrommanagement wird das Instrument zur Flusskostenrechnung. Unter Flusskosten wird „all jener bewertete sachzielbezogene Verzehr von Gütern und Diensten verstanden, der mit betrieblichen Stoff- und Energieflüssen bzw. einzelnen Stoffen und Energien verbunden ist“ (Seidel 2003, S. 100). Dies umfasst neben den Kosten und Mengen für Stoffe und Energien auch Kosten für die Aufrechterhaltung der Flüsse wie zum Beispiel Kosten für die Lagerung oder Abschreibungen von Maschinen.

Ziel dieses Instruments ist die Schaffung von Transparenz hinsichtlich der Mengen und Kosten von betrieblichen Prozessen. Dies soll einen effizienteren Rohstoff- und Energieeinsatz und die Reduzierung von umweltschädlichen Stoffen, Abfällen und Emissionen ermöglichen.

Für die Flusskostenrechnung werden die Material- und Energieströme in einem Flussdiagramm dargestellt, welches je nach Zweck der Untersuchung unterschiedliche Ebenen betrachten kann und als Grundlage für weitere Instrumente verwendet wird. So können die Material- und Energieströme für ganze Unternehmen, innerbetrieblich oder produkt(lebenszyklus)bezogen dargestellt werden. Bei einer Betrachtung eines Unternehmens bzw. Standorts können die Gesamtkosten und -umweltbelastungen zum Beispiel für Umweltberichte oder zum Benchmarking genutzt werden. Eine Produkt- bzw. Lebenszyklusbetrachtung eignet sich zum Beispiel für Effizienzanalysen und Ökobilanzen. Innerbetriebliche Betrachtungen der Material- und Energieflüsse werden im Rahmen der Investitionsrechnung und der Materialflusskostenrechnung eingesetzt (Schaltegger et al. 2007, S. 139).

2.5.2 Materialflusskostenrechnung (MFKR) nach DIN EN ISO 14051

Die Materialflusskostenrechnung (engl.: Material Flow Cost Accounting) erfasst Material- und Energieflüsse von Produktionssystemen in Form von von physikalischen Größen sowie die damit verbundenen Kosten. Das Hauptziel ist die Aufdeckung von Ineffizienzen im Produktionsablauf, welche unnötige Kosten und Umwelteinwirkungen verursachen. Wesentliches Kennzeichen einer Materialflusskostenrechnung ist dabei eine verursachungsgerechte Allokation von Kosten auf Produkte und Materialverluste. Produkte werden in diesem Zusammenhang als Produkt-Output (PO) und Materialverluste als Non-Produkt-Output (NPO) bezeichnet.

Erste Vorläufer der Materialflusskostenrechnung wurden bereits Ende der 80er Jahre auf Basis von Masse- bzw. Input-Output-Bilanzen aus betrieblichen Ökobilanzen entwickelt (Wagner et al. 2010, S. 197). Darauf aufbauend wurden verschiedene Kostenrechnungsansätze konzipiert, welche eine Bewertung der Kosten von Stoff- und Energieströmen in den Fokus stellen. Im September 2011 trat die europäische Norm DIN EN ISO 14051 über die allgemeinen Rahmenbedingungen der Materialflusskostenrechnung als Teil des Umweltmanagements in Kraft. Diese Norm bildet die Grundlage für die ökonomische Bewertung eines Faserverbundfertigungsprozesses wie sie im Rahmen dieser Arbeit durchgeführt wird. Die allgemeine Beschreibung und Vorgehensweise zur Erstellung einer Materialflusskostenrechnung wird nachfolgend dargestellt.

Mit Hilfe der Materialflusskostenrechnung können „Materialflüsse und -bestände innerhalb einer Organisation erfasst“ (DIN EN ISO 14051:2011, S. 10), quantifiziert und monetär bewertet werden. Die Materialflusskostenrechnung kann hierzu von jeder Organisation angewendet werden, welche für die Leistungserstellung Material oder Energie einsetzt. Die Anwendung ist unabhängig von Art, Größe, Standort und Produkten der Organisation und kann auch auf vor- und nachgelagerte Stufen der Lieferkette ausgedehnt werden (DIN EN ISO 14051:2011, S. 10).

Zur Erstellung einer Materialflusskostenrechnung wird ein Materialflussmodell aufgebaut. Dieses besteht aus miteinander verknüpften Mengenstellen und den jeweiligen In- und Out-

puts. Mengenstellen können unterschiedliche Funktionen wie Umwandlungsprozesse, Lagerung und Transport von Materialien in einem Produktionssystem repräsentieren. Sie enthalten die physikalischen Informationen über die Material- und Energieströme sowie die damit verbundenen Kosten. Da in einem geschlossenen System keine Masse und Energie vernichtet oder hergestellt werden kann, ist bei der Datenaufnahme der physikalischen In- und Outputs einer Mengenstelle auf die Masse- und Energieerhaltung zu achten. Hierfür kann für eine Mengenstelle eine Materialbilanz erstellt werden, welche Auskunft über die Mengen der In- und Outputs sowie etwaige Lagerbestandsänderungen gibt. Zudem sollten die Daten in einer allgemeinen Maßeinheit, vorzugsweise der Masse, oder mit entsprechenden Umrechnungsfaktoren aufgenommen werden, sodass eine Vergleichbarkeit der Daten ermöglicht wird und das Materialflussmodell für die Bewertung von Umweltwirkungen nutzbar ist (DIN EN ISO 14051:2011, S. 18). Für die Materialflusskostenrechnung können vier verschiedene Kostenarten unterschieden werden (DIN EN ISO 14051:2011, S. 32 f.):

- **Materialkosten:** Für die Bestimmung der Materialkosten wird der physikalische Materialstrom mit den jeweiligen Stückkosten multipliziert. Die Bestimmung der Stückkosten kann je nach Ermessen der Organisation auf Basis historischer Kosten oder Plankosten für zukünftige Perioden erfolgen.
- **Energiekosten:** Im Idealfall werden für jede Mengenstelle die Kosten für die Nutzung von Energie ermittelt. Oftmals werden jedoch die Energieverbräuche und damit die Energiekosten für Bereiche mit mehreren Mengenstellen erfasst. In diesem Fall sollte eine verursachungsgerechte Allokation der Energiekosten auf die einzelnen Mengenstellen erfolgen. Eine Einschränkung auf die Energieart gibt die Norm hierbei nicht vor.
- **Abfallmanagementkosten:** In der Regel kann der Input der Materialien einer Mengenstelle nicht vollständig genutzt werden und es entstehen Materialverluste. Diese können entweder aufbereitet und so dem Produktionssystem wieder als Input zur Verfügung gestellt werden oder müssen entsorgt werden. Abfallmanagementkosten sind Kosten, die für die Sammlung, Aufbereitung, Behandlung und/oder Entsorgung der Abfälle entstehen.
- **Systemkosten:** Jegliche Kosten, welche sich nicht in eine der drei genannten Kostenarten einordnen lassen werden als Systemkosten bezeichnet. Hierzu zählen beispielsweise die Personal-, Maschinen- und Transportkosten.

Eine Mengenstelle mit den physikalischen und kostenbezogenen Informationen ist exemplarisch in Abbildung 8 dargestellt. In diesem Beispiel (DIN EN ISO 14051:2011, S. 22) hat die Mengenstelle einen Input an Material von 95 kg mit einem Stückpreis von 10 €/kg. In der Mengenstelle tritt dabei eine Bestandsänderung von 5 kg zu Lasten des Anfangsbestandes auf. Insgesamt verbraucht die Mengenstelle 100 kg Material, wovon 70 kg in das Produkt eingehen und 30 kg als Materialverlust anfallen. Die Material-, Energie-, und Systemkosten

werden entsprechend des Verhältnisses zwischen der Masse des Produkts (70 %) und des Materialverlustes (30 %) verteilt. Die Abfallmanagementkosten werden in vollem Umfang den Materialverlusten zugewiesen.

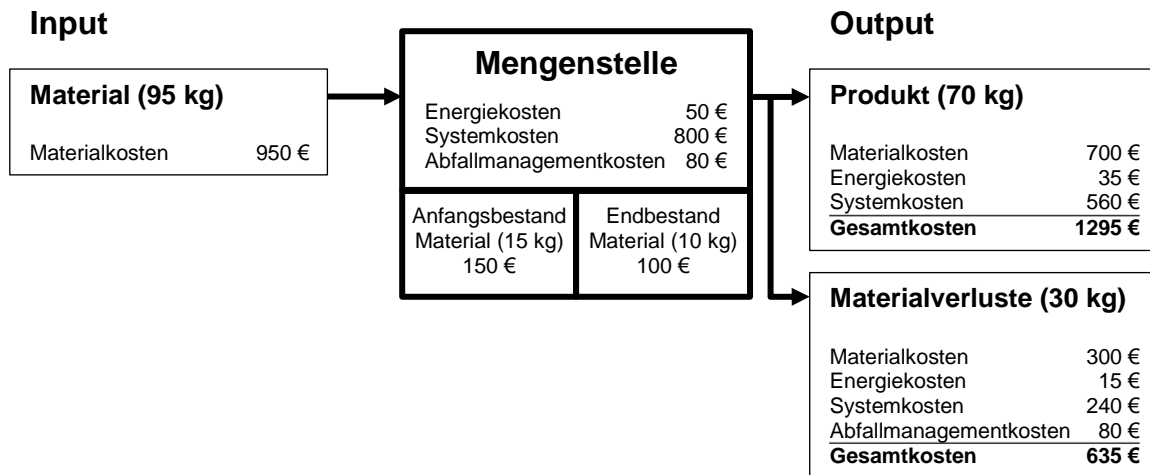
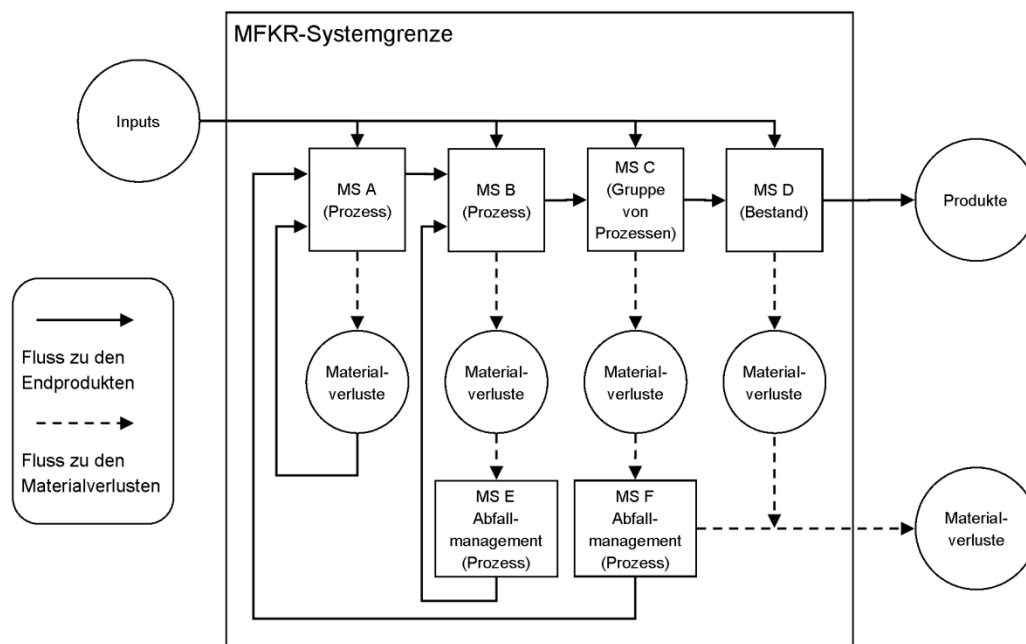


Abbildung 8: Kostenberechnung in einer Mengenstelle (DIN EN ISO 14051:2011, S. 22)

Im Gegensatz zu traditionellen Kostenrechnungsverfahren werden so den Materialverlusten nicht nur die direkten Kosten (Abfallmanagementkosten), sondern auch indirekte Kosten von den Materialien, Energie- und Systemkosten zugeordnet. Die entstehenden indirekten Kosten sind dabei von der Menge der Materialverluste abhängig, da zum Beispiel ein höherer Materialeinsatz bei der Herstellung eines Produkts benötigt wird. In Abbildung 8 ist das Kriterium für die Allokation der Kosten die Masse des eingesetzten Materials. Je nach Mengenstelle können vor allem für die System- und Energiekosten andere Allokationskriterien eine verursachungsrechte Kostenzuweisung ermöglichen. Die Entscheidung über die Wahl der Allokationskriterien liegt dabei im Ermessen der Organisation.

Ein Materialflussmodell eines Prozesses ist in Abbildung 9 dargestellt. Hier werden unterschiedliche Varianten zum Umgang mit Materialverlusten aufgezeigt. So können Materialverluste direkt als Input einer anderen Mengenstelle (MS) wieder zur Verfügung gestellt werden (MS A) oder durch einen Prozess des Abfallmanagements wieder aufbereitet werden (MS E/F). Die aufbereiteten Materialverluste können entweder direkt den jeweiligen Mengenstellen (MS E) oder anderen Mengenstellen (MS F) zugeführt werden. Darüber hinaus können innerhalb der Mengenstellen Materialverluste entstehen, welche nicht wieder aufbereitet werden können und über die Systemgrenze treten bzw. entsorgt werden müssen.



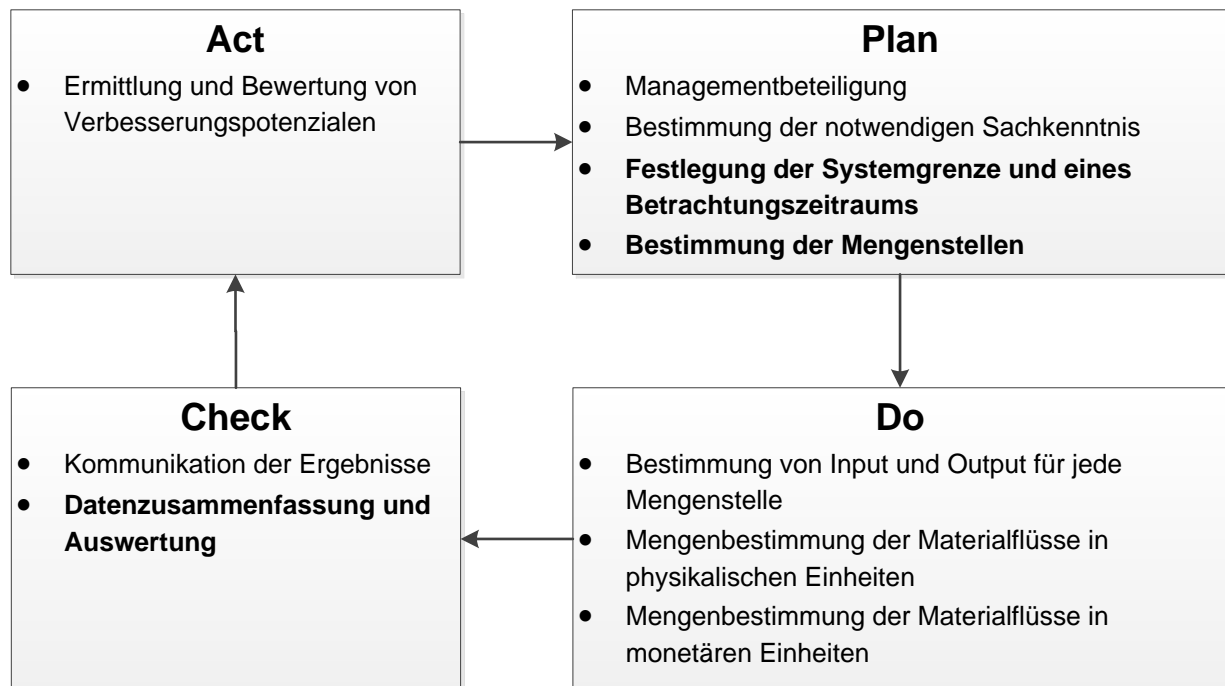


Abbildung 10: PDCA-Kreislauf für MFKR-Implementierung (DIN EN ISO 14051:2011, S. 28)

Für die Anwendung der Materialflusskostenrechnung wird ein Materialflussmodell innerhalb festgelegter **Systemgrenzen** und eines Betrachtungszeitraums aufgestellt. Die Systemgrenzen unterliegen keinen Beschränkungen, sollten sich aber auf Prozesse konzentrieren, welche eine hohe ökologische und ökonomische Bedeutung haben. Der **Betrachtungszeitraum** für die Datensammlung sollte so gewählt werden, dass große Schwankungen wie zum Beispiel saisonale Veränderungen der aufgenommenen Daten korrekt interpretiert werden können (DIN EN ISO 14051:2011, S. 30). Bei der **Bestimmung der Mengenstellen** können verschiedene Prozesse wie Wareneingang, Reinigen, Schneiden, Mischen, Montage, Erhitzen, Abpacken, Überprüfen und Versenden sowie Materiallagerflächen als eigene Mengenstellen angesehen werden. Die Mengenstellen innerhalb der Materialflusskostenrechnungssystemgrenze können nach Prozessinformationen, Aufzeichnungen der Kostenstellen oder anderen verfügbaren Informationen festgelegt werden. Falls Materialflüsse zwischen zwei Mengenstellen relevante Materialverluste oder Systemkosten verursachen, wie zum Beispiel Energie für den Transport, Öl- oder Druckluftlecks, so kann für diese eine weitere Mengenstelle festgelegt werden.

Die durch die Materialflusskostenrechnung ermittelten Daten sollten zu einem Format zusammengefasst werden, das eine weitere **Auswertung**, zum Beispiel in einer Materialflusskosten-Matrix oder einem Materialflusskosten-Diagramm, erlaubt. Hierzu sollten die Daten zunächst für jede Mengenstelle einzeln aufbereitet werden. In Anlage A ist die Zusammenfassung der Daten der Materialflusskostenrechnung für eine Mengenstelle auf Grundlage der Daten aus Abbildung 8 dargestellt. Die Daten in der ersten Tabelle geben den Gesamtbetrag der Materialinputs und der Lagerbestandsänderungen an, die in die Produkte oder Materialverluste einfließen. Darüber hinaus sind die Kosten, die mit den Produkten und Materialver-

lusten verbunden sind angegeben. Materialverluste weisen auf einen ineffizienten Prozess hin, der zu finanziellen Verlusten und unerwünschten Umweltauswirkungen führen kann. Im Allgemeinen erlaubt die Prüfung und Auswertung der zusammengefassten Daten, eine Ermittlung von derartigen Mengenstellen. Diese können daraufhin detailliert untersucht werden, um die grundlegenden Ursachen für die Materialverluste sowie die damit verbundenen kostenverursachenden Faktoren zu bestimmen. Darüber hinaus können auch die Daten einzelner Mengenstellen für den gesamten zu analysierenden Zielprozess summiert werden, um die Gesamtprozesskosten zu ermitteln (DIN EN ISO 14051:2011, S. 34 ff.).

3 Stand der Forschung: Ökonomische Bewertung von Umweltwirkungen

Die in Abschnitt 2.5.2 dargestellte Methode der Materialflussskostenrechnung bezieht sich auf die Kosten von Material- und Energieflüssen, welche unmittelbar für ein Unternehmen anfallen. Hierbei handelt es sich um interne Kosten, welche auf Basis von Marktpreisen ermittelt werden und die die Knappheit von Ressourcen widerspiegeln, jedoch keine Umweltwirkungen einbeziehen. Daher kann die ökologische Dimension mit Hilfe der Materialflussskostenrechnung nur unzureichend abgebildet und die Ökoeffizienz nur unvollkommen bewertet werden. Eine Möglichkeit zur Steigerung der Aussagekraft hinsichtlich der Ökoeffizienz des untersuchten Produktsystems bietet die Verbindung von Ökobilanz und Materialflussskostenrechnung. Um diese beiden Instrumente zusammenzuführen kann eine monetäre Bewertung der Umweltwirkungen bzw. Emissionen aus der Ökobilanz stattfinden. Auf diese Weise kann eine einheitliche monetäre Einheit für die Bewertung erzeugt werden (Schrack 2015, S. 199 f.). Die Schritte zur Durchführung einer Ökobilanz und einer Materialflussskostenrechnung sind nahezu identisch. Der wesentliche Unterschied zwischen einer Ökobilanz und einer Materialflussskostenrechnung besteht in der Allokation der Material- und Energieflüsse. Bei der Ökobilanz werden Umweltauswirkungen auf Produkte und Kuppelprodukte umgelegt. Bei der Materialflussskostenrechnung werden die Kosten auf den Produkt-Output (Produkte und Kuppelprodukte) und Non-Produkt-Output (Abfälle, Abwasser, Emissionen) umgelegt (Schrack 2015, S. 290). Die unterschiedliche Allokation ist durch eine andersgeartete Zielsetzung der beiden Instrumente bedingt. Ökobilanzen sind auf die verursachungsgerechte Verteilung der Umweltwirkungen ausgerichtet und betrachten lediglich Abfälle, welche die Systemgrenzen überschreiten. Dahingegen erfasst die Materialflussskostenrechnung die Entstehung der Abfälle im System und weist ihnen Kosten zu. Im Rahmen der Materialflussskostenrechnung werden hierzu nur interne Kosten betrachtet. Durch die Einbindung von externen Kosten können die beiden Instrumente verbunden werden. Externe Kosten entstehen durch „ein Einwirken eines Verursachers auf Dritte, ohne dass der Verursacher diese Wirkungen trägt“ (Prammer 2009, S. 244). Aus ökologischer Perspektive sind dies die Umweltwirkungen aus den betrieblichen Aktivitäten eines Unternehmens, welche negative Effekte auf die Gesellschaft und das Ökosystem haben. Für die Ermittlung der externen Kosten von Umweltwirkungen kann zwischen Kosten für bereits eingetretene Schäden (Schadenskosten) oder die Vermeidung von Schäden (Vermeidungskosten) unterschieden werden. Schadenskosten können über die Zahlungsbereitschaft (WTP: willingness to pay) oder die Bereitschaft Kompensationszahlungen zu akzeptieren (WTA: willingness to accept) für den Schaden an Umweltgütern mit Hilfe von fiktiven Marktpreisen oder Befragungen ermittelt werden (Steen et al. 2008, S. 66). Vermeidungskosten können über die Kosten für die Energieeinsparung, Nutzung alternativer Energiequellen oder die Steigerung des Wirkungsgrads von technischen Anlagen bestimmt werden. Vermeidungskosten werden oftmals bei Emissionen wie CO₂ ermittelt, da die Wirkungszusammenhänge und somit die Schäden an der Umwelt nur schwer zu quantifizieren sind (Steen et al. 2008, S. 67 f.).

Die existierenden Ansätze zur Bestimmung der externen Kosten lassen sich in Top-down- und Bottom-up-Ansätze unterscheiden. Top-down-Ansätze nutzen hoch aggregierte Daten wie nationale Emissionsstatistiken, um die Kosten für Schadstoffe zu bestimmen. Bottom-up-Ansätze nutzen technologie- und ortsspezifische Emissionsdaten für die Bestimmung der externen Kosten (ETSU, *Metroeconomica* o. J., S. 2). Beide Methoden errechnen marginale Vermeidungs- bzw. Schadenskosten für einzelne Emissionen und Schadstoffe. Der Begriff „marginal“ bezeichnet in diesem Zusammenhang die Änderung der Kosten für zusätzlich verursachte Emissionen im Sinne einer Grenzkostenrechnung. Im Folgenden werden zwei Ansätze für die Berechnung externer Kosten vorgestellt.

3.1 Environmental Priority Strategy in Product Design (EPS)

Die „Environmental Priority Strategy in Product Design (EPS)“ ist eine Top-down-Methode zur monetären Bewertung von Umweltwirkungen im Rahmen der Ökobilanzierung. Sie wurde in den Jahren von 1989 bis 1999 maßgeblich vom „Centre for the environmental assessment of Products and Material systems (CPM)“ unter der Führung von Bengt Steen entwickelt. Das CPM ist ein Zusammenschluss der „Chalmers University of Technology“ in Schweden mit Industriepartnern (Steen 1999a, S. 1). Die aktuelle Version „2000“ ist auf die Verwendung mit Ökobilanzen ausgerichtet und nutzt hierfür die gleichen Begrifflichkeiten.

Zielgruppe der Methode sind vor allem Produktgestalter, da die Methode den Vergleich von Produktalternativen im Produktentstehungsprozess unter ökologischen Gesichtspunkten ermöglicht. So kann eine Produktvariante gefunden werden, welche den geringsten negativen Einfluss auf die betrachteten Schutzgüter hat. Schutzgüter sind die menschliche Gesundheit, abiotische Bestandsressourcen, Biodiversität, Produktionskapazität des Ökosystems sowie kulturelle und der Erholung dienende Werte (Steen 1999a, S. 16). Die Gewichtung der negativen Einflüsse auf die Schutzgüter erfolgt über die Zahlungsbereitschaft (WTP) in Environmental Load Units (ELU). Eine ELU entspricht einem Euro (Althaus et al. 2010, S. 102).

Entsprechend der Anforderungen eines Produktentstehungsprozesses soll diese Methode möglichst schnell anwendbar und anpassbar sein, um die Konsequenzen von Produktänderungen sichtbar zu machen. Erst im späteren Verlauf werden die zunächst groben Ergebnisse verfeinert, wenn die Festlegung der Produkteigenschaften zunimmt. Im Fokus stehen die Benutzerfreundlichkeit und eine schnelle und damit kostengünstige Anwendung. Das Ergebnis der Methode ist eine monetäre Vergleichsgröße auf die alle Umweltwirkungen umgerechnet werden. Dies soll für Produktdesigner und Anwender, welche keinen vertieften Einblick in das Thema Ökobilanzierung haben, eine Möglichkeit sein sich auf ihre Hauptaufgabe konzentrieren zu können und die Ergebnisse mit anderen monetären Wirkungen in der Produktentwicklung vergleichen zu können. Hierzu wird eine Vergleichbarkeit zwischen ökologischen und ökonomischen Wirkungen von Produktänderungen bzw. -alternativen ermöglicht. Ziel dieser Methode ist es für einfache Komponenten oder Produkte innerhalb von fünf Minuten anwendbar zu sein. Neben dem Produktentstehungsprozess kann EPS für die Berichter-

stattung, für das Treffen von Kaufentscheidungen und für die Umweltkostenrechnung eingesetzt werden. Allerdings ist die Aussagekraft der Ergebnisse abhängig von der Größe und Komplexität des untersuchten Systems. Je komplexer das betrachtete Produktsystem, desto höher ist das Risiko einer falschen Berechnung bzw. Fehlinterpretation (Steen 1999a, S. 8).

Das EPS basiert auf sieben hierarchisch aufgebauten Prinzipien (Steen 1999a, S. 10 ff.):

1. Top-down: Wichtige Fragestellungen werden zuerst behandelt. Erst werden grobe Ergebnisse ermittelt und anschließend wird über Sensitivitätsanalysen geprüft, ob sich signifikante Änderungen ergeben.
2. Index: Im Gegensatz zur Ökobilanz wird nicht erst die gesamte Prozesskette bzw. das Materialflussmodell (horizontal) erstellt, sondern ein Index (vertikal) aus dem die externen Kosten der einzelnen Prozesse bestimmt werden können. Dies schränkt zwar die Transparenz ein, bietet für Produktdesigner jedoch einen besseren Vergleich zwischen alternativen Prozessen, da diese einzeln verglichen werden können und nicht in einem Gesamtergebnis verschwinden. In Abbildung 11 ist eine Ökobilanz nach EPS beispielhaft dargestellt. Aus den einzelnen Aktivitäten bzw. Prozessen wird mit Hilfe von Charakterisierungs- und Gewichtungsfaktoren ein Index in ELU berechnet, welcher erst nachträglich zu einer Summe zusammengeführt wird. Die einzelnen Indexwerte der Prozesse ermöglichen einen Vergleich der jeweils entstehenden Umweltkosten und bieten die Möglichkeit alternative Prozess- bzw. Produktvarianten gegenüberzustellen.

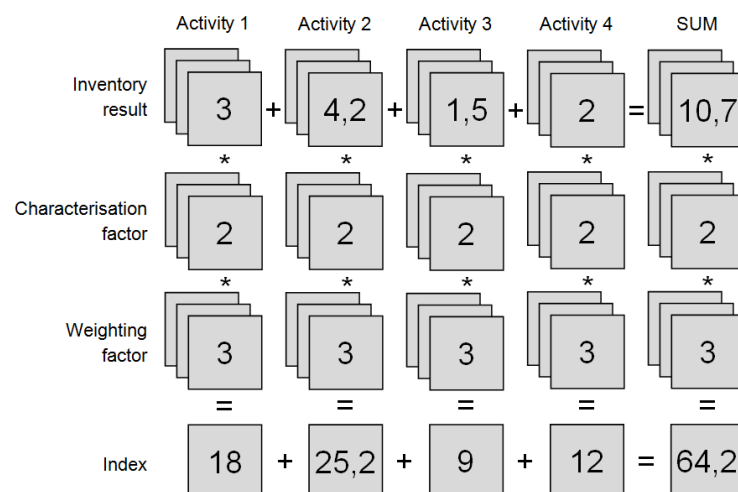


Abbildung 11: Ökobilanz nach EPS (erst vertikal, dann horizontal) (Steen 1999a, S. 11)

3. Default: Reduzierung der Optionen durch eine einheitliche Vorlage zur Berechnung der externen Kosten und erst spätere Spezialisierung.

4. Uncertainty: Es bestehen hohe Unsicherheiten bei der Bewertung der Umweltwirkungen zum Beispiel hinsichtlich des Ortes an dem die Emissionen in die Umwelt gebracht werden. Daher wird in Ökobilanzen auch von potenziellen Umweltwirkungen gesprochen. In EPS gibt es daher Unsicherheitsfaktoren, welche eine quantitative Angabe über die Unsicherheit geben.
5. Choice of default indices: Die Gewichtungsfaktoren für die Bestimmung von Indizes hängen von der Perspektive bzw. den Umweltzielen ab. EPS verwendet vorgegebene gewichtete Faktoren für die Bestimmung der Umweltwirkungen auf Grundlage der Ziele der UNO-Konferenz über Umwelt und Entwicklung in Rio aus dem Jahr 1992. Die Werte werden nicht diskontiert und beziehen sich auf fixe Bevölkerungsdaten der OECD aus dem Jahr 1990. Die gewichteten Faktoren geben an, wieviel die Menschen bereit sind zu zahlen, um den aktuellen Zustand der Schutzgüter zu erhalten (WTP). Es werden keine unterschiedlichen Zukunftsszenarien gebildet, sondern alle Faktoren auf den Status quo bezogen.
6. Causality: Es ist nahezu unmöglich die ökologischen Konsequenzen aus einzelnen menschlichen Aktivitäten zu bestimmen. Daher werden für den Zusammenhang von Emissionen zu den verursachten Schäden an den betrachteten Schutzgütern langfristige Durchschnittswerte verwendet.
7. Precautionary: Es wird angenommen, dass zukünftig keine neuen technischen Lösungen für die Vermeidung von Emissionen bereitstehen. Der Grund hierfür ist, dass die Verringerungen von Emissionen und Umweltwirkungen über Produktverbesserungen und nicht über das Warten auf neue Technologien erreicht werden soll. Darüber hinaus werden aufgrund der unzureichenden Kenntnisse über die Wirkungszusammenhänge von einzelnen Emissionen hohe Unsicherheitsfaktoren verwendet.

In Abbildung 12 ist die Wirkungskette von CO₂-Emissionen, wie sie in EPS modelliert ist, dargestellt.

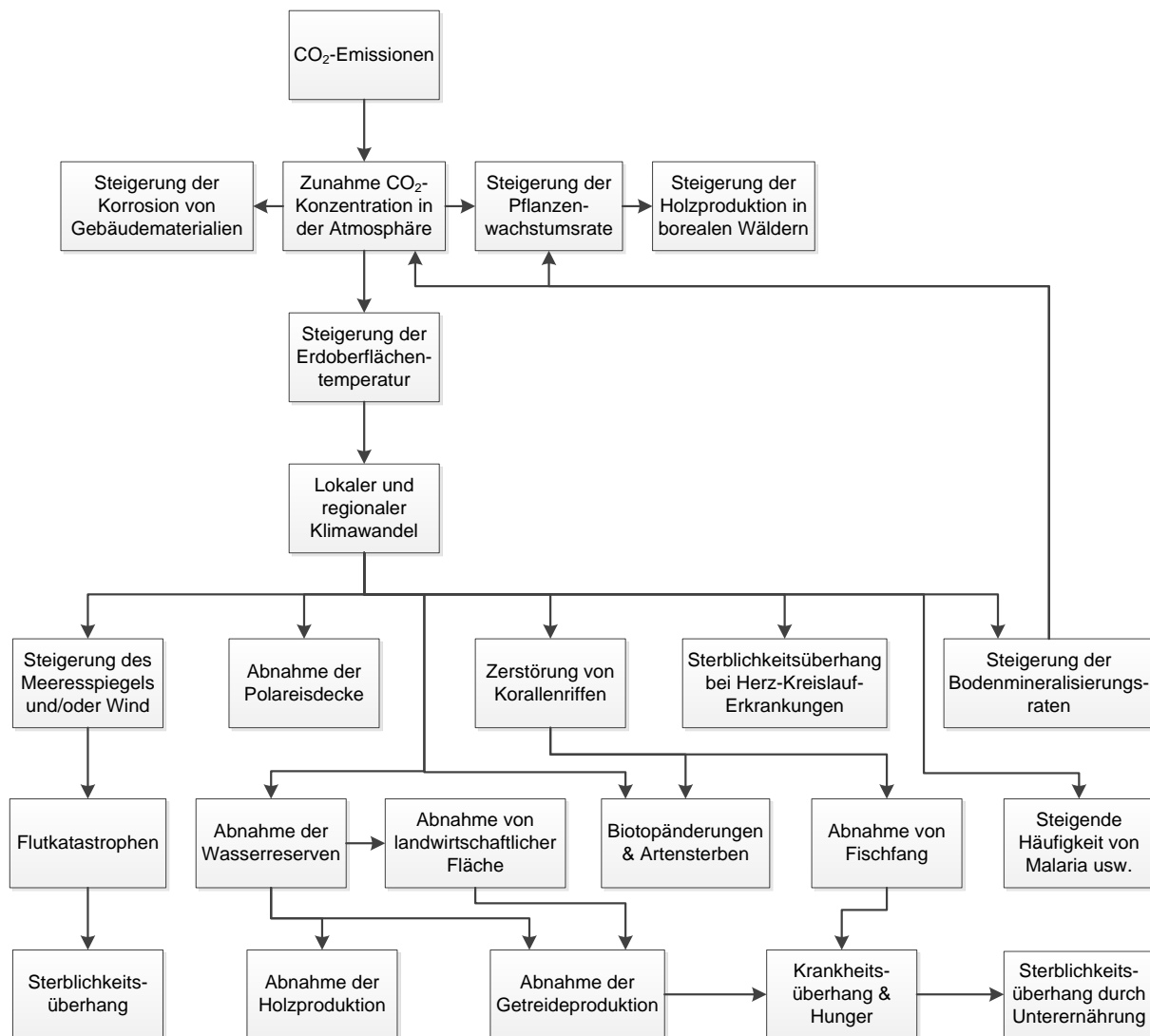


Abbildung 12: Modell der Wirkung von CO₂-Emissionen auf die Umwelt (Steen 1999b, S. 56)

Die Wirkungen auf die Schutzgüter werden nahezu vollständig durch den Treibhauseffekt und die damit steigende Erdoberflächentemperatur hervorgerufen. Dies führt zu einem lokalen und regionalen Klimawandel, welcher eine Vielzahl an weiteren Umweltwirkungen hervorruft, die wiederum weitere Umweltwirkungen nach sich ziehen. Neben den steigenden Temperaturen werden auch Effekte auf die Vegetation durch Düngung oder die Korrosion von Gebäudematerialien bewirkt, welche nicht in diesem Modell berücksichtigt werden. Die dargestellte Wirkungskette ist schwierig durch Indikatoren zu quantifizieren, welche die Auswirkungen genau beschreiben. Daher wird eine Auswahl von Wirkungskategorien vorgenommen. Hierzu werden die einzelnen Bestandteile der Wirkungskette in Wirkungskategorien gruppiert und den jeweiligen Kategorien Wirkungsindikatoren zugeordnet. So sind zum Beispiel in der Wirkungskategorie „Lebenserwartung“ die Einflüsse Hunger, Flutkatastrophen, Malaria und Temperaturstress enthalten. Beispielweise kann die Lebenserwartung in Abhängigkeit der Hitzebelastung bestimmt werden. Der Indikator für diese Wirkungskategorie ist „Years of lost life (YOLL)“, also eine geringere Lebenserwartung infolge steigender

Temperaturen. Das Risiko ist besonders hoch bei Menschen über 65 Jahren mit Herz-Kreislauf-Erkrankungen und Temperaturen über 30°C. Auch regionale Unterschiede zwischen ländlichen Gebieten und Städten sowie ein Trend zur Migration der Bevölkerung in die Stadt haben hierauf einen Einfluss (Steen 1999b, S. 56 ff.).

3.2 Cost Assessment of Sustainable Energy Systems (CASES)

Im EU finanzierten Projekt „Cost Assessment of Sustainable Energy Systems“ (CASES) mit einer Laufzeit von April 2006 bis September 2008 unter der Beteiligung von 26 Partnern aus 20 Ländern wurde eine Kostenbewertung von Energiekonzepten unter Einbezug verschiedener Szenarien der Elektrizitätsversorgung durchgeführt. Das Ziel war die Erarbeitung von Strategien zur Steigerung der Energieeffizienz auf Basis einer umfassenden und einheitlichen Darstellung der sozialen (privaten und externen) Kosten der Energienutzung. Hierbei entstehen private Kosten durch die Errichtung und den Betrieb der Anlagen zur Energieerzeugung. Die durchgeführte Untersuchung schließt die unterschiedlichen Arten der Energieerzeugung in EU-27-Ländern und einigen Nicht-EU-Staaten (Türkei, China, Brasilien und Indien) mit Energieszenarien bis 2030 ein. Mit Hilfe der Ergebnisse soll das Bewusstsein für die Wahl der Energieerzeugung gesteigert und eine Instrument für politische Entscheidungsträger im Energiebereich geschaffen werden. Zudem dienen die Ergebnisse den Energieerzeugern als Hilfe bei der Investitionsplanung. Insgesamt sollen mit Hilfe der Projektergebnisse die Kosten für die Energieerzeugung und -nutzung für die Allgemeinheit gesenkt werden. CASES verfolgt einen dynamischen Bottom-up-Ansatz, welcher die vollen Kosten für verschiedene Arten der Energieerzeugung innerhalb von Energieszenarien darstellt. Hierfür wurden Prognosen der Entwicklung der Energiepreise und externe Kosten bis zum Jahr 2030 entwickelt (Markandya et al. 2008, S. 1 f.).

Die Analyse der externen Kosten umfasst die Schadensbestimmung auf die menschliche Gesundheit, die Umwelt, Ernte, Materialien und den Klimawandel. Für die Berechnung werden die standortspezifischen marginalen Schadenskosten für jede Quelle von Emissionen nach dem Konzept des Wirkungspfads bestimmt. Es werden marginalen Kosten ermittelt, weil der Schaden von sekundären Schadstoffen wie Sulfaten, Nitraten und Ozon abhängig von der bestehenden Belastung durch Stickoxide, Schwefeldioxid, Ammoniak und weiteren Stoffen ist. Unter Einbezug eines Szenarios mit der aktuellen Umweltsituation werden über Szenarien mit zugefügten oder reduzierten Emissionen die marginalen Kosten bestimmt (Preiss et al. 2008, S. 11).

Das methodische Vorgehen von CASES basiert auf dem Projekt ExternE aus dem Jahr 1991, welches das Konzept des Wirkungspfades erarbeitet hat. Der Ablauf eines Wirkungspfades ist in Abbildung 13 dargestellt.

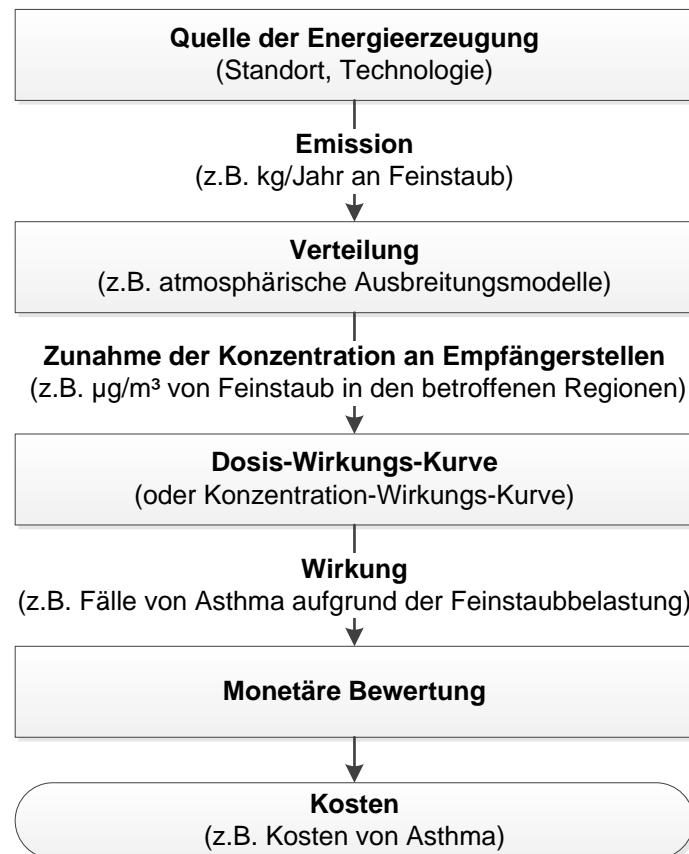


Abbildung 13: Konzepts des Wirkungspfad (Preiss et al. 2008, S. 11)

Der Wirkungspfad beginnt mit der Emission von Schadstoffen durch die Erzeugung von Energie. Hierbei werden die Emissionen in einer Umweltbilanz für verschiedene Arten der Energieerzeugung wie zum Beispiel für Kohle-, Wasser-, Wind- und Solarkraftwerke ermittelt. Als funktionelle Einheit wird eine kWh elektrische Energie verwendet. Der Standort der Quelle der Energieerzeugung bzw. der Emission wird einer von 66 Regionen in Europa zugewiesen. Die Regionen repräsentieren zum Teil einzelne Länder. Für eine hinreichende örtliche Genauigkeit wurden größere Ländern in mehrere Regionen aufgeteilt. Deutschland ist beispielsweise in vier Regionen unterteilt (Preiss et al. 2008, S. 14). Die Verteilung der Emissionen wird mit Hilfe eines meteorologischen Modells, welches Europa in 50x50 km² Rasterzellen einteilt und Quellen-Empfänger-Matrizen für die Austauschbeziehungen simuliert. Für jede Zelle können die Konzentration und der Zuwachs der einzelnen Emissionen bestimmt werden. Die Wirkungen der Emissionen in den Zellen werden über Dosis-/Konzentrations-Wirkungs-Kurven und die Anzahl der Bevölkerung, welche den Emissionen ausgesetzt ist, bestimmt. Die hierzu verwendeten Bevölkerungsdaten basieren auf Werten vom „Socioeconomic Data and Applications Center“ (SEDAC) aus dem Jahr 2006 (Preiss et al. 2008, S. 12 ff.). Für jede Emission werden die möglichen Auswirkungen auf die betroffenen Wirkungskategorien anhand der Dosis-/Konzentrations-Wirkungs-Kurven beschrieben. Eine schematische Darstellung der möglichen Verläufe ist in Abbildung 14 dargestellt.

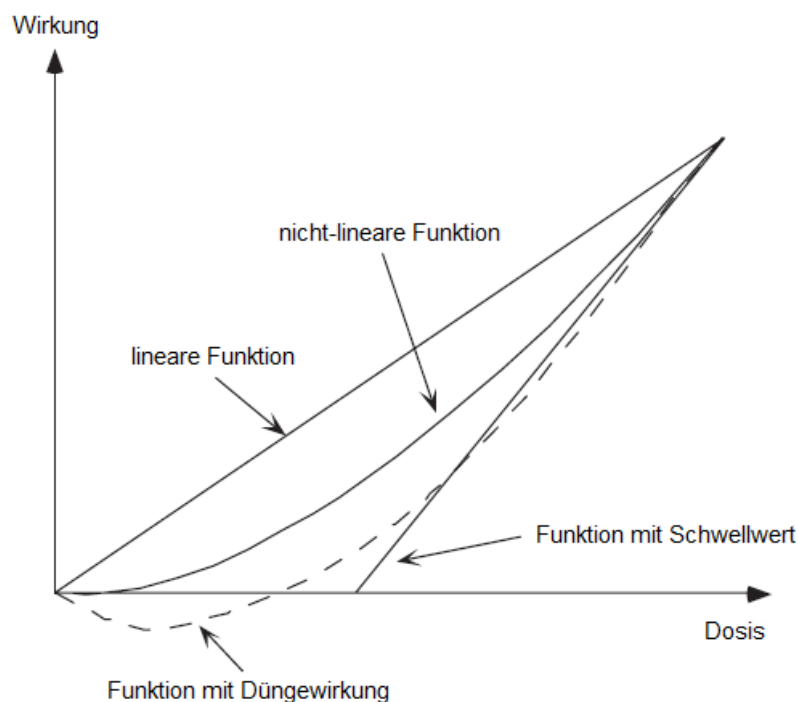


Abbildung 14: Mögliches Verhalten von Dosis-Wirkungs-Kurven bzw. Funktionen bei niedriger Dosierung (Bickel und Friedrich 2005, S. 78)

Die Wirkung einer Emission auf den Empfänger (zum Beispiel die Bevölkerung) ist dabei von der in die Umwelt eingebrachten Dosis abhängig. Hierbei kann der Zusammenhang zwischen Dosis und Wirkung linear oder nicht-linear verlaufen. Zum Beispiel wird bei der Emission von Ozon für den Ernteausfall ab einem gewissen Schwellwert ein linearer Verlauf angenommen (Preiss et al. 2008, S. 21). Andere Wirkungen wie zum Beispiel die Einbringung von Phosphaten in landwirtschaftliche Nutzflächen haben bis zu einem gewissen Grad eine Düngewirkung und führen bei einer Überdüngung zu negativen Wirkungen mit einem nicht-linearen Verlauf.

Anschließend erfolgt über eine Gewichtung und Aggregation eine monetäre Bewertung der Wirkungen. Hierbei wird der Beitrag der einzelnen Emissionen zu den Wirkungen bestimmt (Preiss et al. 2008, S. 12). In Bezug auf die menschliche Gesundheit ist die wichtigste Größe „Years of life lost“ (YOLL) (Preiss et al. 2008, S. 18). Beispielsweise wird für die Emission von Feinstaub mit einem Partikeldurchmesser kleiner als $2,5\ \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2,5}$) eine lineare Dosis-Wirkungs-Funktion von $6,51 \times 10^{-4}\ 1/(\mu\text{g}/\text{m}^3)$ pro Person angenommen. Diese Zahl gibt die Anzahl der Fälle an, bei denen sich das Leben durch eine Feinstaubkonzentration pro $\mu\text{g}/\text{m}^3$ um ein Jahr verkürzt. Ein YOLL hat ein Wert von 40.000 €. Aus der Multiplikation ergeben sich die externen Kosten für $1\ \mu\text{g}\ \text{PM}_{25}$ in einem Kubikmeter für die reduzierte Lebenserwartung in Folge der Emission. Diese betragen hier 26,04 € (Preiss et al. 2008, S. 19).

Die Ergebnisse dieses Projekts sind in einer Excel-Datei veröffentlicht. Alle Daten sind jeweils auf das angegebene Jahr der verursachten Emission (individuell einstellbar) sowie auf das Jahr 2000 diskontiert. Der Betrachtungszeitraum reicht vom Jahr 2000 bis zum Jahr

2050. Die Datei enthält ein Tabellenblatt für die externen Kosten von Luftschadstoffen wie NH_3 , NMVOC, NO_x , PM_{10} , PM_{25} und SO_2 für die menschliche Gesundheit, den Biodiversitätsverlust, die Ernte und die Schäden an Materialien. Dabei wird bei den Luftschadstoffen zwischen der Höhe des Freisetzungsortes unterschieden. Dieser wird in hoch (>100 m), niedrig (<100 m) oder unbekannt untergliedert. Für weitere Stoffe wie Schwermetalle (Cd, As, Ni, Pb, Hg, Cr, Cr-VI, Formaldehyde, Dioxine) sind ebenfalls die externen Kosten für die menschliche Gesundheit berechnet. Die Daten sind für den europäischen Durchschnitt und die einzelnen EU27-Staaten sowie für 17 weitere Länder und fünf Seere Regionen angegeben. Die externen Kosten für den Klimawandel und Radionuklide sind gesondert berechnet und nicht nach Ländern getrennt. Für die Auswirkungen des Klimawandels wurden zwei Szenarien betrachtet. Hierbei wird in einem Szenario von einer starken Reduktion der Treibhausgase ausgegangen, wohingegen das andere Szenario von realistischen Reduktionszielen ausgeht.

4 Integrierte ökologische und ökonomische Bewertung der Herstellung von CFK-Flügelrippen

In diesem Kapitel werden der Lebenszyklus sowie die einzelnen Prozesse zur Herstellung von CFK-Flügelrippen dargestellt. Dabei werden zu den jeweiligen Prozessen die einzelnen Prozessschritte und das mit Hilfe der Software Umberto NXT Universal erstellte Materialflussmodell erläutert. Dieses Modell bildet die Grundlage für die sich anschließende Ökobilanzierung und die Materialflusskostenrechnung. Abschließend wird eine integrierte Umweltkostenrechnung auf Basis der durchgeführten Ökobilanz und Materialflusskostenrechnung dargestellt. Die Struktur dieser integrierten Umweltkostenrechnung ist in Abbildung 15 gezeigt.

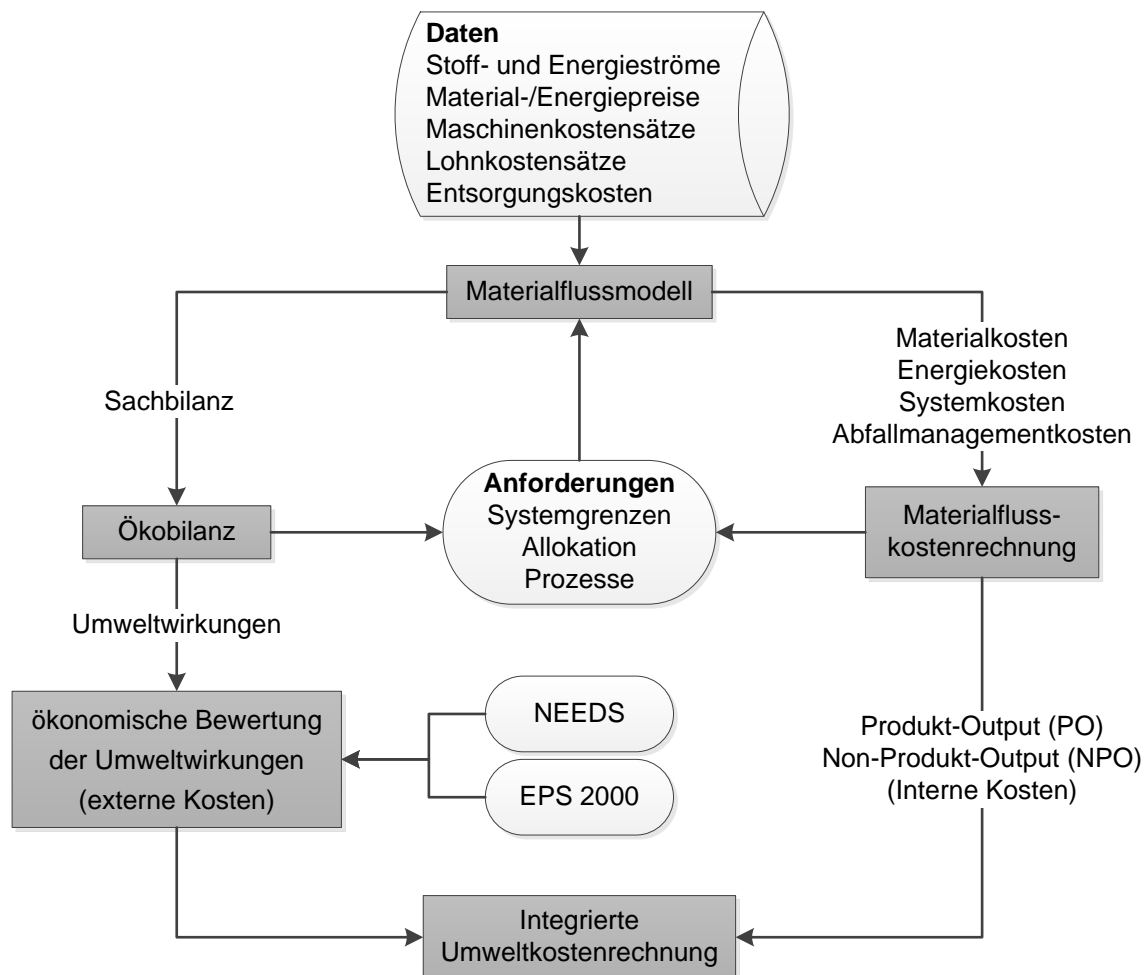


Abbildung 15: Struktur der integrierten Umweltkostenrechnung

Die Abbildung stellt die wesentlichen Zusammenhänge zwischen dem Materialflussmodell und der integrierten Umweltkostenrechnung dar. Zunächst wird das Materialflussmodell mit Hilfe der Daten über die Stoff- und Energieströme sowie den mit dem Material- und Energieeinsatz verbundenen Kosten erstellt. Hierzu werden die in Kapitel 1 beschriebenen Anforderungen für die Erstellung einer Ökobilanz und der Materialflusskostenrechnung sowie die in

Abschnitt 4.2 dargestellten Herstellungsprozesse einbezogen. Das so aufgebaute Materialflussmodell wird anschließend für die Erstellung einer Sachbilanz genutzt, und so werden über die Wirkungsbewertung im Rahmen der Ökobilanz die Umweltwirkungen bestimmt. Die Materialflusskostenrechnung nutzt die Daten der Material- und Energieflüsse des Materialflussmodells, weist ihnen Kostenarten zu und verteilt diese auf den Produkt-Output bzw. Non-Produkt-Output. Die Ergebnisse der Ökobilanz und der Materialflusskostenrechnung werden anschließend mit Hilfe einer ökonomischen Bewertung der Umweltwirkungen zu einer integrierten Umweltkostenrechnung für die Bewertung der ökologischen und ökonomischen Wirkungen zusammengefasst.

4.1 Lebenszyklus einer CFK-Flügelrippe

Im Rahmen dieser Arbeit erfolgt eine ökonomische und ökologische Bewertung der Herstellung von CFK-Flügelrippen mit Hilfe einer integrierten Umweltkostenrechnung auf Basis einer Ökobilanzierung und der Materialflusskostenrechnung. Für eine vollständige Bewertung sollte jedoch nach Möglichkeit der gesamte Lebenszyklus einer Flügelrippe betrachtet werden. Dieser ist in Abbildung 16 schematisch dargestellt und gliedert sich in die Lebensphasen Werkstoff-/Vorproduktherstellung, Produktion, Nutzung und Recycling/Entsorgung. Da es jedoch wie bereits dargestellt in der Praxis schwierig und mit einem sehr hohen Aufwand verbunden ist, alle Daten aus allen Lebensphasen eines Produktes zu sammeln, wird im Rahmen dieser Arbeit eine cradle to gate-Betrachtung mit dem Fokus auf die Bauteilherstellung von CFK-Flügelrippen durchgeführt. Im Folgenden werden die einzelnen Lebensphasen der Flügelrippe näher erläutert. Da eine detaillierte Darstellung der einzelnen Teilschritte des Produktionsprozesses in Abschnitt 4.2 erfolgt wird auf eine allgemeine Beschreibung in diesem Abschnitt verzichtet.

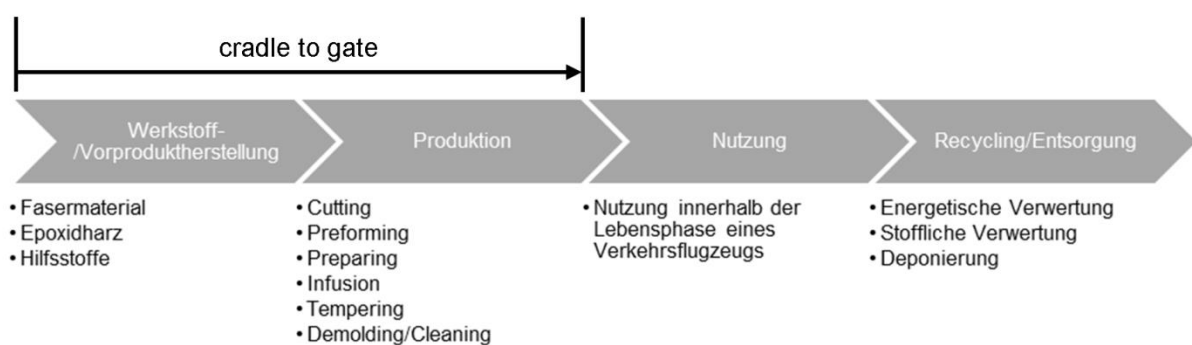


Abbildung 16: Lebenszyklus einer CFK-Flügelrippe

Der Lebenszyklus einer CFK-Flügelrippe aus faserverstärktem Kunststoff (FVK) beginnt bei der Herstellung der Werkstoffe und Vorprodukte, welche anschließend für die Bauteilherstellung verwendet werden. Für die Herstellung von kohlenstofffaserverstärkten Kunststoffen werden textile Halbzeuge aus Kohlenstofffasern und ein duroplastisches Matrixsystem (Epoxidharz) sowie Hilfsstoffe verwendet.

Das Ausgangsmaterial zur Herstellung von Kohlenstofffasern ist Polyacrylnitril (PAN). Hierbei handelt es sich um ein thermoplastisches Material aus Acrylnitril und Methacrylat, welches über einen Lösungsmittelspinnprozess (Witten 2014a, S. 136 f.) gewonnen und zu einer Precursor-Faser gesponnen wird. Anschließend werden die PAN-Fasern über eine Stabilisierungsreaktion, eine Karbonisierung und eine abschließende Hitzebehandlung zu Kohlenstofffasern verarbeitet. Die exotherme Stabilisierungsreaktion wird bei 230°C unter normaler Atmosphäre durchgeführt und bewirkt eine chemische Reaktion bei der polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe hergestellt werden. Im Anschluss erfolgt die Karbonisierung bei 1300-1500°C unter Schutzgasatmosphäre (Stickstoff), bei welcher der Kohlenstoffgehalt innerhalb der Fasern steigt. Die abschließende thermische Behandlung mittels Lichtbogenverfahrens bei ca. 3000°C führt zu einer Graphitisierung und zu den fertigen Kohlenstofffasern. Über einen weiteren Arbeitsschritt werden anschließend die Kohlenstofffasern zu textilen Halbzeugen (Gewebe, Gelege) weiterverarbeitet. Für das im Rahmen dieser Arbeit betrachtete Bauteil, die CFK-Flügelrippe, werden Gelege verwendet. Diese bestehen aus in verschiedenen Orientierungsrichtungen übereinanderliegenden unidirektionalen Faserlagen, welche mit einer Kettenwirkmaschine fixiert werden (PE INTERNATIONAL 2013; Witten 2014a, S. 228 ff.).

Epoxidharz ist ein durch Polykondensation von Bisphenol-A mit Epichlorhydrin entstehendes Polymer. Als natürliche Ressourcen werden für die Herstellung hauptsächlich Rohöl und Erdgas verwendet (Althaus et al. 2007, S. 272). Zunächst werden, wie in Abbildung 17 dargestellt, die Stoffe Bisphenol-A und Epichlorhydrin in einem Reaktor unter Ablauf einer Kondensationsreaktion und der Zugabe von Natriumhydroxid (NaOH) und Lösungsmitteln zu flüssigem Diglycidylether (Epoxidharz) umgewandelt. In Zwischenstufen werden die im Reaktor entstehende Salzlake bzw. das Natriumchlorid sowie das Wasser entfernt und teilweise Epichlorhydrin aus den Reststoffen zurückgewonnen (Witten 2014a, S. 67 f.). Etwaige Partikel in dem flüssigen Epoxidharz werden über eine Filtrierung entfernt und verbrannt.

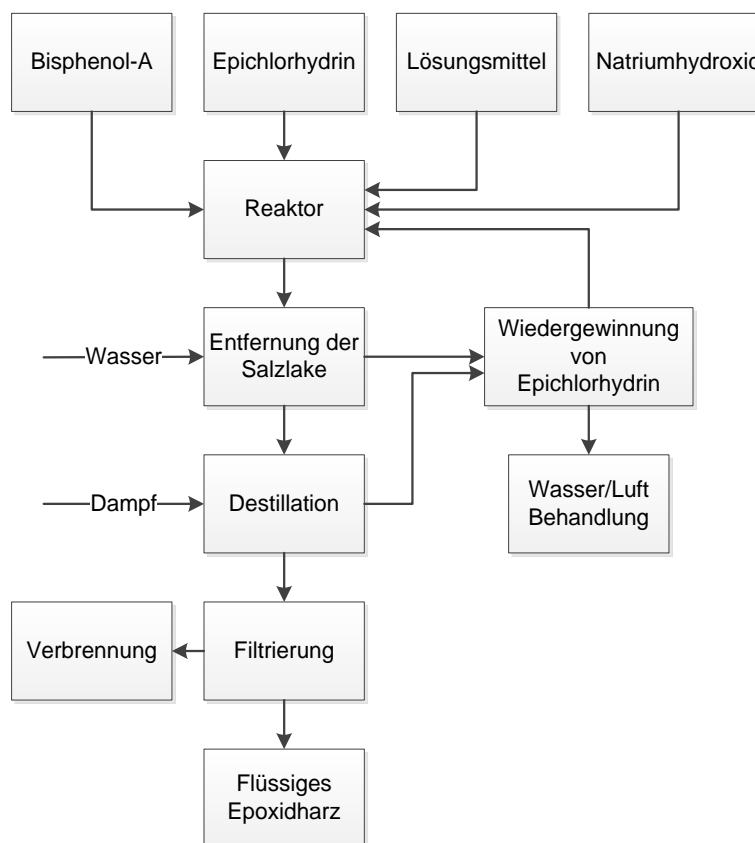


Abbildung 17: Typische Prozesskette für die Herstellung von Epoxidharz (Althaus et al. 2007, S. 273; Boustead 2005, S. 8)

Anschließend wird das Epoxidharz unter der Zugabe eines Härters und Beschleunigers unter Temperatur vernetzt. Der Härter löst den Vernetzungsvorgang des Harzes aus und der Beschleuniger ermöglicht den Vernetzungsvorgang bei tieferen Temperaturen anzuregen. Je nach Anwendungszweck sind die Komponenten schon verarbeitungsfertig vorgemischt oder müssen in einem festgelegten stöchiometrischen Verhältnis von Anwender gemischt werden (Habenicht 2009, S. 153; Eyerer et al. 2005, S. 158).

Die Nutzung einer CFK-Flügelrippe erfolgt als Teil eines Flugzeugs. Daher wäre hier eine Betrachtung und Modellierung der Lebensphase eines Flugzeuges erforderlich. Beispielsweise geht das Umweltbundesamt von einer jährlichen Flugstrecke von 2.235.000 km bei einer Lebensdauer des Flugzeugs von durchschnittlich 25 Jahren aus (Mottschall und Bergmann 2013, S. 80). Über Daten für den Bau und Betrieb der Infrastruktur und Flugzeuge sowie den Flugbetrieb mit Auslastung und Treibstoffverbrauch können die Emissionen und Ressourcenverbräuche innerhalb dieser Lebenszyklusphase bestimmt werden. So liegt im Personenverkehr das CO₂-Äquivalent zum Beispiel für innerdeutsche Flüge bei 260,5 g/Pkm (Mottschall und Bergmann 2013, S. 83). In Bezug auf die Flügelrippe müssten solche Werte über eine Allokation, zum Beispiel anhand der Masse, auf die einzelnen Bauteile umgelegt werden.

Die Recyclingmöglichkeiten hängen im Wesentlichen von dem genutzten faserverstärkten Kunststoff ab. Bei dem in der CFK-Flügelrippe verwendeten Werkstoff handelt es sich um einen langfaserverstärkten Duroplast. Duroplaste lassen sich im Gegensatz zu Thermoplasten nicht aufschmelzen, da der Kunststoff durch eine chemische Reaktion dauerhaft vernetzt ist (Witten 2014, S. 462). Die Möglichkeiten des Recyclings beschränken sich daher auf eine energetische oder stoffliche Verwertung. Die energetische Verwertung von faserverstärkten Kunststoffen ist durch den hohen Heizwert des Kunststoffes gut anwendbar. So haben Epoxidharze mit einem Heizwert von 33 MJ/kg im Vergleich zu Erdöl (43 MJ/kg) einen relativ hohen Heizwert (Witten 2014, S. 463). Als stoffliche Verwertung kann die Pyrolyse zur thermochemischen Spaltung der organischen Bestandteile oder das Partikelrecycling und die nachfolgende Nutzung des Materials als Füllmaterial in SMC-/BMC-Bauteilen genutzt werden (Witten 2014, S. 465).

4.2 Beschreibung und Produktionsprozess einer CFK-Flügelrippe

(Flügel-)Rippen zählen neben Holmen, Beplankungen und Stringern zu den wichtigsten Strukturelementen eines Tragflügels von Flugzeugen. Ein vereinfachtes Bild typischer Strukturelemente eines Flugzeugs ist in Abbildung 18 dargestellt. Die Flügelrippen sind dünnwandige Träger, welche senkrecht zu den Flügelholmen ausgerichtet sind. Zusammen mit den Holmen bestimmen sie die Profilform des Flügels und stützen die Beplankung indem sie als Beulstützen dienen. Zusätzlich nehmen Flügelrippen die Belastungen aus dem aerodynamischen Druck und Lasten von Triebwerken, Fahrwerken, Querrudern sowie Klappen auf (Horst und Wolf 2014, S. 392).

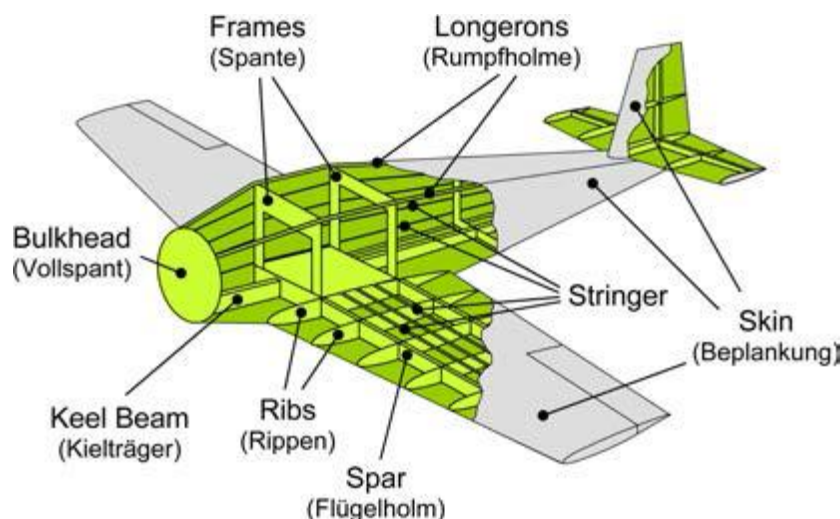


Abbildung 18: Typische Strukturelemente der Zelle eines Flächenflugzeugs
(Horst und Wolf 2014, S. 392)

Für Tragflügel existieren verschiedene Bauweisenkonzepte, welche sich vor allem in der Anzahl und Lage der Holme unterscheiden. Die im Rahmen dieser Arbeit betrachtete Flügelrippe ist Teil eines Tragflügels in der Flügelkastenbauweise. Ein derartiger Flügelkasten ist in Abbildung 19 dargestellt. Er besteht aus zwei seitlich gelagerten Holmen sowie Stringern an

der Beplankung und den Flügelrippen. Die Flügelrippen weisen Einsparungen für die Stinger auf und sind für die Befestigung an zwei Seiten mit einem L-Profil versehen. An den anderen beiden Seiten haben sie kein Profil, um eine spannungsfreie Montage zu ermöglichen.

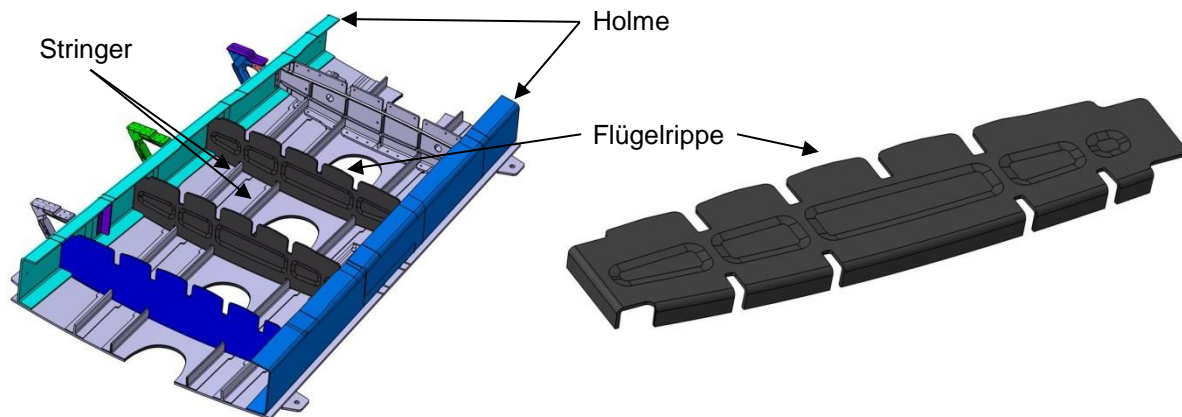


Abbildung 19: Flügelrippe und Teil des Flügelkastens

Die Flügelrippe ist aus 16 Gelegelagen aus Kohlenstofffasern aufgebaut, welche in eine Epoxidharzmatrix eingebettet werden. Gelege sind aufeinandergeschichtete und im Gegensatz zu Geweben nicht miteinander verwobene Faserbündel. Für das Bauteil werden bi-diagonale und triaxiale Gelegelagen verwendet. Die bi-diagonalen Gelegelagen bestehen aus zwei im 90°-Winkel zueinander ausgerichteten Faserlagen mit einem Gesamtflächengewicht von 400 g/m². Das triaxiale Gelege hat eine zusätzliche Lage im 45°-Winkel zwischen den Lagen und ein Gesamtflächengewicht von 600 g/m². Bei der Herstellung wird ein Faservolumengehalt der Flügelrippe von ca. 60 % bei einer Wandstärke von 7,3 mm angestrebt.

Für die Herstellung der Flügelrippen wird ein einseitiges Formwerkzeug (engl.: open mould) genutzt, das eine gleichzeitige Fertigung von zwei Rippen ermöglicht. Auf diesem Formwerkzeug werden die einzelnen Faserlagen abgelegt und vorgeformt.

Die CFK-Flügelrippen werden in einem in Abbildung 20 dargestelltem Single Line Injection (SLI) Verfahren hergestellt. Hierfür werden zunächst die einzelnen Gelegelagen auf einem einseitigen Formwerkzeug abgelegt und vorgeformt. Anschließend wird der Aufbau aus den vorgeformten Faserlagen (Preform) auf dem Formwerkzeug mit einer Vakuumfolie, welche den Aufbau luftdicht abschließt, fixiert und evakuiert. Anschließend wird der Aufbau im Autoklaven positioniert und über eine aus dem Autoklaven führende Infusionsleitung erneut evakuiert sowie anschließend das Epoxidharz injiziert (Single Line Injection). Nach der Durchtränkung des Fasermaterials wird das Harz unter Druck und Temperatur im Autoklaven ausgehärtet. Der Druck des Autoklaven kann dabei über eine Drossel auf den Harzbehälter übertragen und reguliert werden (Kleineberg 2008, S. 23 f.).

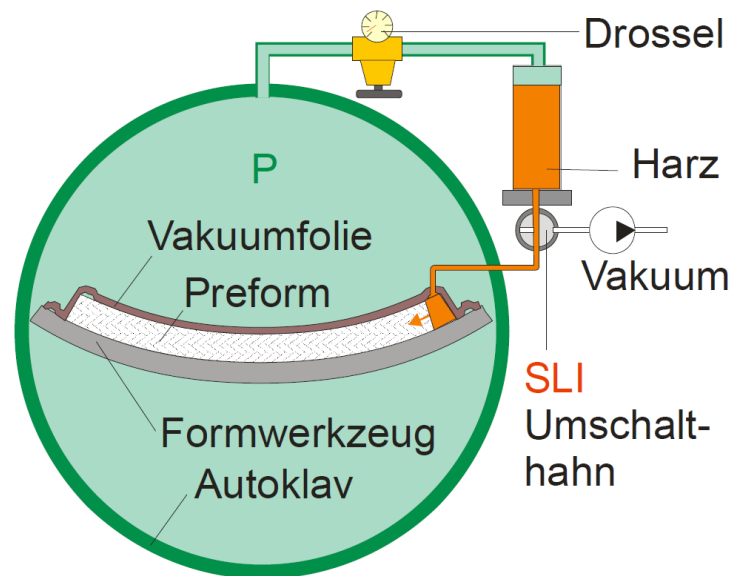


Abbildung 20: SLI-Verfahren (Kleineberg 2008, S. 23)

Die Herstellung der Flügelrippen lässt sich in einzelne Prozesse und Tätigkeiten unterteilen, welche in Tabelle 3 aufgeführt sind.

Tabelle 3: Prozesse und Tätigkeiten bei der Herstellung einer CFK-Flügelrippe

Prozesse	Tätigkeiten
Cutting	Zuschneiden der Faserlagen mit einem Cutter
Preforming	<ol style="list-style-type: none"> 1. Sortieren der Gelegelagen 2. Wiegen und Ablegen der Gelegelage auf dem Formwerkzeug 3. Fixieren mit Klebeband und Trennfolie auf Gelegelage legen 4. Werkzeug mit Silikonfolie auf das Formwerkzeug legen und Vakuum anlegen 5. Föhnen der Radien mit einem Heißluftföhn (Binder aktivieren) 6. Vakuumwerkzeug und Trennfolie entfernen
Preparing	<ol style="list-style-type: none"> 1. Eintrennen des Formwerkzeugs 2. Kavität anfertigen und zwischen die Preforms legen 3. Anschlüsse für Vakuumpumpen anfertigen und an das Formwerkzeug montieren 4. Vakuumfolie mit Siegelkit anbringen (1. Vakuumsack) und evakuieren 5. Pressbleche anbringen 6. Ultraschallsensoren anbringen 7. Abreißgewebe neben 1. Vakuumsack fixieren 8. Vakuumfolie mit Siegelkit anbringen (2. Vakuumsack) und evakuieren 9. Epoxidharz aufheizen 10. Aufbau in Autoklav überführen 11. Vakuumpumpen anschließen und Aufbau evakuieren 12. Ultraschallsensoren anschließen 13. Autoklav schließen, aufheizen (120°C) und Druck (6 bar) aufbauen
Infusion	<ol style="list-style-type: none"> 1. Injektion des Aufbaus mit Epoxidharz 2. Demontage und Reinigung der Infusionsanlage
Tempering	<p>Programm:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. 120°C → 155°C (31 min) 2. 155°C (75 min) 3. 155°C → 180°C (13 min) 4. 180°C (120 min) 5. 180°C → 60°C (60 min) 6. 60°C (30 min)
Demolding/ Cleaning	<ol style="list-style-type: none"> 1. US-Sensoren demontieren 2. Vakuumfolie, Abreißgewebe und Epoxidharzreste entfernen 3. Werkzeug reinigen

Eine detaillierte Darstellung der einzelnen Produktionsprozesse und der für die Modellierung verwendeten Daten erfolgt in den Abschnitten 4.3.1 bis 4.3.4.

4.3 Das Materialflussmodell in der Software Umberto

Im Rahmen dieser Arbeit erfolgt die Modellierung der Herstellung von zwei CFK-Flügelrippen mit Hilfe der Software Umberto NXT Universal (Version 7.1.13), welche die Erstellung von ökonomischen und ökologischen Lebenszyklusanalysen von Produktionssystemen ermöglicht. Als Grundlage zur Durchführung der Analysen wird mit dieser Software ein Materialflussmodell erstellt, welches aus Transitionen bzw. Prozessen und Stellen (Input, Output, Connection, Storage) und Pfeilen besteht. Den theoretische Hintergrund für diese Elemente stellen Petri-Netze dar, welche Objektströme (Kanten) zwischen Produktionsprozessen (Transitionen) und Lagern (Stellen) modellieren (Dyckhoff und Spengler 2010, S. 221). Die einzelnen Elemente eines Materialflussmodells in der Software Umberto NXT Universal sind in Abbildung 21 dargestellt. Dabei bilden die In- und Outputs die Systemgrenzen und befinden sich somit an den Rändern des Materialflussmodells. Innerhalb des Modells gibt es einzelne Prozesse zwischen denen sich Verbindungen (Connection) oder Lager (Storage) befinden können. Die Prozesse können lineare Zusammenhänge über die Eingabe von Koeffizienten darstellen, benutzerdefinierte Funktionen und Code in der Programmiersprache Python ausführen oder Subnetze mit eigenen Materialflussmodellen beinhalten.

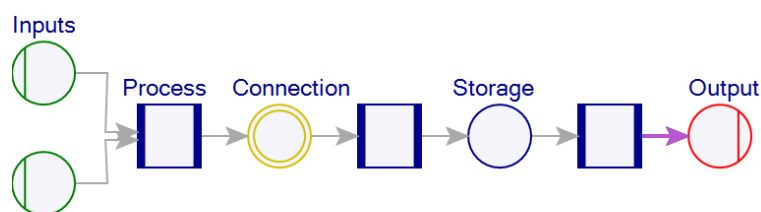


Abbildung 21: Elemente eines Materialflussmodells in Umberto NXT Universal

Für die Erstellung eines Prozesses werden die eingehenden und ausgehenden Materialien zugewiesen sowie die zugehörigen Stellen definiert und mit Pfeilen verbunden. Bei einem „linearen“ Prozess wird das Verhältnis zwischen Inputs und Outputs über Koeffizienten definiert und somit festgelegt, wieviel Output pro eingesetztem Material entsteht. Für einen „benutzerdefinierten“ Prozess können mathematische Gleichungen für diese Zusammenhänge hinterlegt werden. Zusätzlich können Kostenarten als Input in den Prozess einfließen. Der Begriff Material wird in diesem Zusammenhang als abstrakter Begriff für materielle Elemente, Energieformen und immaterielle Einheiten wie zum Beispiel Zeit oder Währungen verwendet. Innerhalb der Software können diesen Materialien drei unterschiedliche Arten zugewiesen werden: „gut“ (grün), „schlecht“ (rot) und „neutral“ (gelb). Diese Klassifizierung der Materialien ist unabhängig von den Farben der Elemente im Materialflussmodell und erfolgt für alle in der Software angelegten Materialien. Alle Rohmaterialien, Elektrizität und beabsichtigte Produkte, welche für den Prozess benötigt werden, sollten dabei als „gut“ definiert werden. Abfall und Emissionen werden als „schlecht“ und Materialien, welche keinen Einfluss auf den Prozess haben, als „neutral“ angelegt. Für grüne Materialien können Marktpreise und für rote Materialien Entsorgungskosten hinterlegt werden. Je nachdem, ob das grüne Material einen Input oder Output darstellt, wird der hinterlegte Marktpreis als Ausgabe

(Input) oder als Einnahme (Output) angerechnet. Die verwendeten Materialdaten können entweder selbst angelegt oder aus einer Datenbank importiert werden. So ermöglichen Materialdatenbanken die Integration von Vorketten für die Herstellung und Bereitstellung der Materialien in die Modellierung. Die für diese Arbeit verwendete Version der Software Umberto NXT Universal beinhaltet die ecoinvent-Datenbank (Version 3.2) sowie die GaBi-Datenbank für Kunststoffe (Service Pack 27). Die aus diesen Datenbanken verwendeten Datensätze enthalten alle vorgelagerten Aktivitäten zur Bereitstellung der Materialien.

Im Rahmen dieser Arbeit wird ein Materialflussmodell zur Herstellung von zwei CFK-Flügelrippen erstellt. Dieses Materialflussmodell wird als Grundlage für die Durchführung einer Ökobilanz und einer Materialflussskostenrechnung genutzt. Da die hierzu verwendete Software Umberto NXT Universal auf die Erstellung von Ökobilanzen ausgerichtet ist, können keine Kosten auf die als „schlecht“ klassifizierten Materialien umgelegt werden. Dies ist jedoch der wesentliche Bestandteil einer Materialflussskostenrechnung. Um diese dennoch mit Hilfe der Software durchführen zu können, werden auch Abfälle als „gute“ Materialien in das Modell integriert. Dies ermöglicht eine Allokation von Kosten für Prozessinputs auf Produkt-Outputs und Non-Produkt-Outputs bzw. Abfälle. Die Allokation der Kosten kann automatisch oder benutzerdefiniert erfolgen. Bei der automatischen Allokation werden entweder die Kosten der Inputs auf Basis der physikalischen Einheit, wie zum Beispiel der Masse, umgelegt oder nach dem Wert in Geldeinheiten den Prozessoutputs zugeordnet. Alternativ kann die Allokation über die Eingabe von Koeffizienten benutzerdefiniert erfolgen. Die Non-Produkt-Outputs werden über nachgeschaltete Prozesse wieder zu „schlechten“ Materialien klassifiziert, sodass die durch die Abfälle entstehenden Umweltwirkungen in der Ökobilanz korrekt berücksichtigt werden. Diese Prozesse im Rahmen der Abfallbehandlung sind in Abschnitt 4.3.7 dargestellt.

Für die Erstellung des Materialflussmodells werden unterschiedliche Datenquellen verwendet. Dazu gehören eigene Messungen, eine Dokumentation aus vorheriger Herstellung von CFK-Flügelrippen in einem Exceltool (EEAM) und einem Life Data Sheet (LDS). Ein LDS ist eine Bauteilakte, welche wichtige Anleitungen für die Herstellung und Informationen über die verwendeten Materialien enthält. Eine Zusammenstellung der Daten aus den verschiedenen Quellen ist in Anlage B aufgeführt.

Die Kosten der einzelnen Mengenstellen und Materialflüsse innerhalb der Materialflussskostenrechnung werden auf Basis interner und frei verfügbarer Daten berechnet. Für Materialkosten werden hierzu die Anschaffungskosten der Materialien herangezogen. Eine Auflistung der Kosten für die verwendeten Materialien ist in Anlage D dargestellt. Dabei werden für jedes Material die Kosten in €/kg angegeben, da die Materialien im Materialflussmodell in der Software Umberto NXT Universal in der Einheit kg eingegeben werden. Die Energiekosten werden anhand der Daten des „Statistischen Amtes der Europäischen Union“ (Eurostat) ermittelt. Hier ist der Preis für eine Kilowattstunde (kWh) für Industriabnehmer in Deutschland in der Verbrauchsgruppe von 500 MWh bis 2000 MWh für das zweite Halbjahr 2016 mit 0,0813 €/kWh angegeben (eurostat 2016). Dieser Wert wird für die Kostenrechnung auf

0,08 €/kWh gerundet, da eine höhere Genauigkeit für diese Arbeit nicht erforderlich gehalten wird.

Als Systemkosten werden in das Materialflussmodell Lohn- und Maschinenkosten einbezogen. Weitere Kosten für die Lagerung und den innerbetrieblichen Transport können aufgrund der nicht verfügbaren Daten nicht betrachtet werden. Die Lohnkosten werden auf Basis eines Stundensatzes für technische Mitarbeiter von 82 € pro Stunde berechnet. Die Berechnung der Maschinenkosten erfolgt über einen Maschinenstundensatz und die entsprechende Nutzungsdauer. Tabelle 4 zeigt die jährlichen Maschinenstunden und die fixen Kosten am Beispiel des Autoklaven. Die 1732 Maschinenstunden pro Jahr ergeben sich aus der Anzahl von 222 Arbeitstagen an denen durchschnittlich 7,8 Stunden pro Tag gearbeitet wird. Für kalkulatorische Abschreibungen wurden eine Nutzungsdauer von 7,5 Jahren und ein linearer Abschreibungsverlauf auf Wiederbeschaffungskosten von 500.000 € angenommen. Die kalkulatorischen Zinsen und Kosten für die Instandsetzung und Reparatur werden prozentual von den Wiederbeschaffungskosten ermittelt. Als Zinssatz für die kalkulatorischen Zinsen sind 5 % angesetzt, und die jährlichen Kosten für die Instandsetzung und Reparatur sind auf 2 % der Wiederbeschaffungskosten festgelegt.

Tabelle 4: Ermittlung des Maschinenstundensatz für den Autoklaven

Maschinenstunden pro Jahr:	1732
Fixe Kosten	pro Jahr
Kalkulatorische Abschreibungen	66.666,67 €
Kalkulatorische Zinsen	12.500,00 €
Instandsetzung und Reparatur	10.000,00 €
Platzkosten	1.200,00 €
Summe	90.366,67 €
Maschinenstundensatz:	52,17 €/h

Das gesamte Materialflussmodell ist in Anlage C dargestellt. Nachfolgend werden die einzelnen Prozesse sowie die zugehörigen Materialflussmodelle näher erläutert.

4.3.1 Cutting

Im Prozess Cutting erfolgt der Zuschnitt der einzelnen Gelegelagen aus den bi-diagonalen und triaxialen Fasermaterialien mit Hilfe eines Schneidsystems bzw. Cutters. Ein Cutter ist eine computergesteuerte Maschine für den Zuschnitt von textilen Materialien und besteht aus einem Schneidisch sowie einem automatischen Schneidkopf mit Schneidwerkzeug. Für die Erstellung der Zuschnitte werden 2D-Daten mit Hilfe einer Software erzeugt und eingelesen. Anschließend wird das Fasermaterial, welches sich auf einer Rolle mit einer Breite von 1270 mm befindet, auf dem Schneidisch ausgelegt und nach dem Schnittplan zugeschnitten. Hierfür werden für beide Flügelrippen insgesamt 32 Zuschnitte erzeugt, je Flügelrippe 8 bi-diagonalen und 8 triaxialen Gelegelagen.

Die verbrauchten Materialien und Ressourcen für den Prozess Cutting sind in Tabelle 5 aufgeführt. Der Gesamtverbrauch des Fasermaterials (Input) wird dabei über die Messung der verwendeten Fläche in m² bestimmt. Über das Flächengewicht wird hieraus zusätzlich das Gewicht des Fasermaterials bestimmt. Die Dokumentation des Fasermaterialverbrauchs sowie die Anordnung der Zuschnitte ist in Anlage E aufgeführt. Das Gewicht aller für die Flügelrippen benötigten Zuschnitte (Produkt-Output) wird nach dem Cutting über eine Waage ermittelt.

Tabelle 5: Prozessdaten Cutting

Material	Wert		
Carbon NCF Bi-Diagonal	Gesamt: 5,1 kg (12,7 m ²)	PO: 2,6 kg (6,4m ²)	NPO: 3,8 kg (6,3 m ²)
Carbon NCF Triaxial	Gesamt: 6,9 kg (11,5 m ²)	PO: 3,8 kg (6,4 m ²)	NPO: 3,1 kg (5,1 m ²)
Handschuhe	0,16 kg (6 Paar)		
Papier für Cutter	2 kg (24,2 m ²)		
Energie	Cutter: 10 kWh		
Personal	2 Personen: 3:00 h		
Maschinen	Cutter: 0:30 h		

Für den Prozess Cutting werden neben den Kohlenstofffasern Hilfsstoffe (Handschuhe, Papier für den Cutter) verwendet. Diese Hilfsstoffe werden mit Hilfe von Materialdaten aus der ecoinvent Datenbank in das Materialflussmodell implementiert. Der für die Modellierung verwendete Datensatz für die Kohlenstofffasern stammt aus der GaBi-Datenbank (DB VII – Plastics SP 27) und bezieht sich auf die Herstellung von Kurzfasern mit einer zusätzlichen Oberflächenbehandlung sowie den Zuschnitt der Kurzfasern unter Einbezug aller Vorketten und Transportvorgänge. Da zur Herstellung der Flügelrippe Gelege aus Endlosfasern verwendet werden, bildet dieser Datensatz den Herstellungsprozess der Faserhalbzeuge nicht exakt ab. Es handelt sich jedoch um den einzig verfügbaren Datensatz für Kohlenstofffaserhalbzeuge innerhalb der Datenbanken, so dass dieser als am ehesten geeignet angesehen und verwendet wird. Für die Energienutzung zur Faserherstellung wird der deutsche Strom-

mix aus dem Jahr 2013 zu Grunde gelegt (PE INTERNATIONAL 2013). Der Zeitaufwand und die nötigen Betriebsmittel für die Erstellung der 2-D-Daten für den Zuschnitt werden nicht in die Betrachtung einbezogen, da es sich hierbei um eine einmalige Tätigkeit handelt.

Die Gestaltung der einzelnen Prozesse zur Herstellung der CFK-Flügelrippen erfolgt innerhalb des Materialflussmodells anhand einer einheitlichen Vorgehensweise. Das für den Prozess Cutting erarbeitete Materialflussmodell ist in Abbildung 22 dargestellt. Innerhalb des Prozesses Cutting ist ein Hauptprozess (T1: Cutting) definiert, in den alle verwendeten Materialien, die Elektrizität und die Systemkosten einfließen und zu Produkt- bzw. Non-Produkt-Outputs umgewandelt werden. Die verwendeten Materialien mit den zugehörigen Datensätzen sind in der Abbildung unter dem Hauptprozess angeordnet. Die Elektrizitätsverbräuche und die Systemkosten sind über dem Hauptprozess dargestellt. Aus dem Hauptprozess treten ein oberer Materialfluss für den Produkt-Output in die Verbindung „Produkt parts“ und ein unterer Materialfluss für den Non-Produkt-Output in die Verbindung „Waste parts“ aus. Diese Verbindungen und die darauf folgenden Prozesse fassen die einzelnen Bestandteile der Materialflüsse zu einem Materialoutput zusammen. In den Produkt-Output gehen dabei die zugeschnittenen Flächen der beiden Fasermaterialien von jeweils 6,4 m² ein. Der Non-Produkt-Output besteht aus den Abfällen der Fasermaterialien (Bi-Diagonal: 6,3 m²; Triaxial: 5,1 m²) sowie den Hilfsstoffen. Die im Prozess Cutting entstehenden Abfälle werden anschließend einer Abfallbehandlung zugeführt. Eine Beschreibung des Modells zur Abfallbehandlung wird in Abschnitt 4.3.7 vorgenommen.

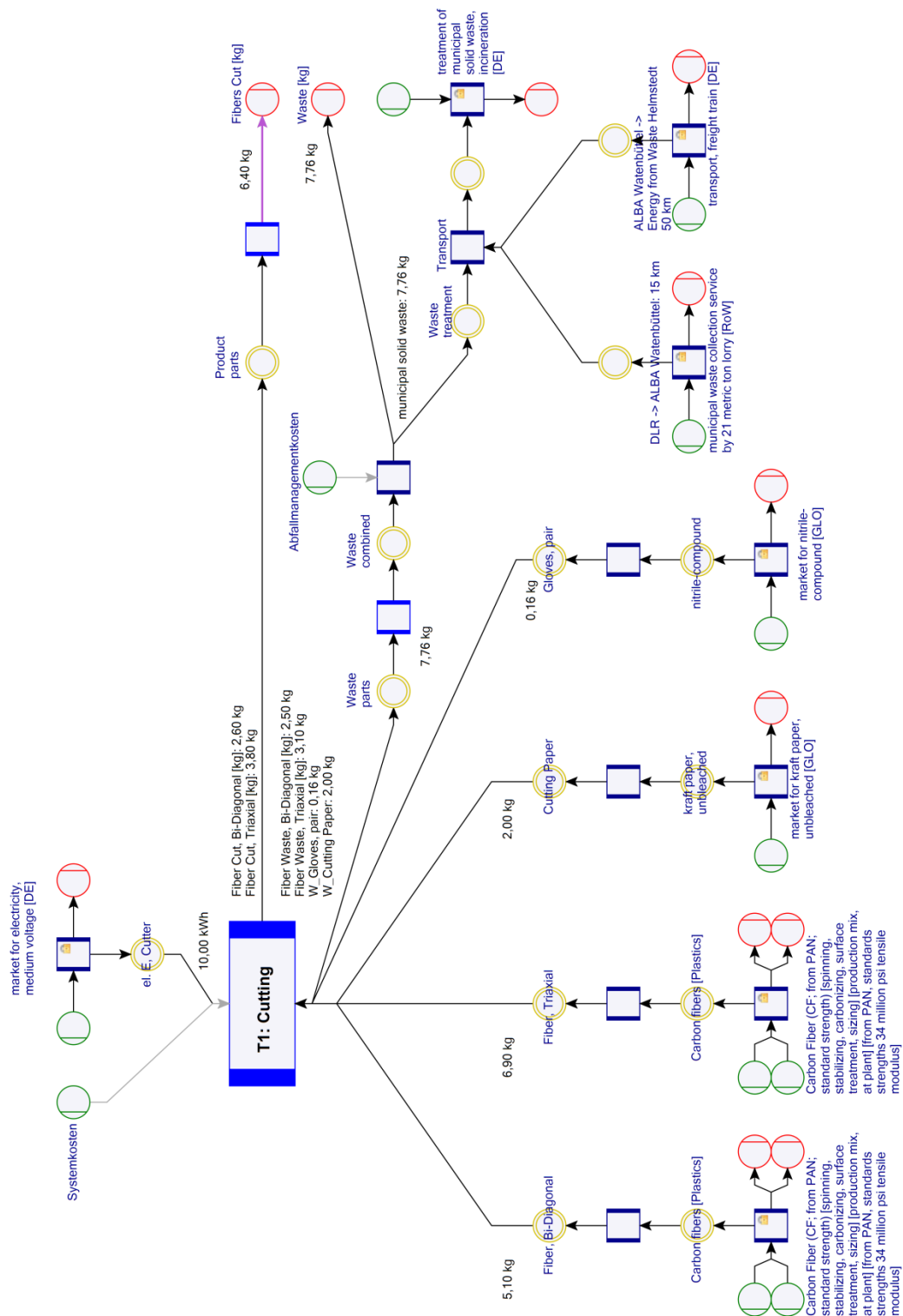


Abbildung 22: Materialflussmodell für den Prozess Cutting

Für die Durchführung der Materialflusskostenrechnung wird eine Allokation der Kosten innerhalb des Hauptprozesses ausgeführt. Die Kosten der verwendenden Materialien können dabei direkt auf die entsprechenden Outputs (Produkt-Output und Non-Produkt-Output) umgelegt werden, da diese als Prozessoutputs anfallen. Die Kosten der Elektrizität und die Systemkosten (Lohn- und Maschinenkosten) werden auf die Outputs, Produkt-Output bzw. den Materialverlust (Non-Produkt-Output) der beiden Fasermaterialien umgelegt. Die benutzerde-

finierten Allokationskoeffizienten entsprechen dabei der Fläche des erzeugten Produkt-Outputs und Non-Produkt-Outputs des Fasermaterials, da der Aufwand und somit die Kosten für den Prozess Cutting im Wesentlichen von der zugeschnittenen Fläche abhängen.

4.3.2 Preforming

Das Preforming dient zur Fixierung der Gelegelagen sowie der Bildung der Radien von den seitlichen L-Profilen und den Vertiefungen innerhalb der Flügelrippe. Hierzu werden die Arbeitsschritte 2 bis 6 des Preformings aus Tabelle 3 für jede der 32 Faserlagen durchgeführt. Die zugeschnittenen Faserlagen werden manuell auf dem Formwerkzeug abgelegt, ausgerichtet und fixiert. Anschließend werden die Faserlagen mit Trennfolie bedeckt und mit Hilfe eines Werkzeugs aus einem Rahmen mit einer eingespannten Silikonfolie verformt. Dieses Werkzeug wird auf das Formwerkzeug und die fixierte Faserlage gelegt. Über das Anlegen eines Unterdrucks zieht sich die Silikonfolie an das Werkzeug und presst die Faserlage in die Kontur des Formwerkzeugs. Um eine dauerhafte Verformung zu ermöglichen, werden während dieses Prozesses die Radien und Vertiefungen mit einem Heißluftföhn erwärmt. Dabei erwärmt sich das auf dem Fasermaterial befindende Binderpulver (5 g/m^2), welches sich ab einer Temperatur von 100°C verflüssigt und durch das Abkühlen formstabil wird. Abschließend wird das Werkzeug mit der Silikonfolie wieder entfernt. Den fertigen Aufbau des Preforms zeigt Abbildung 23.

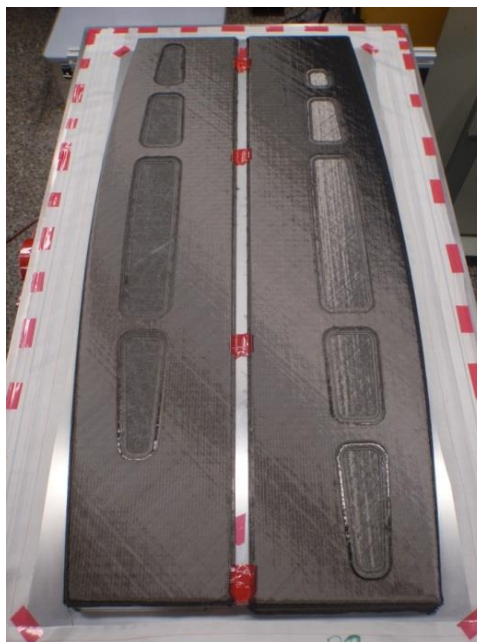


Abbildung 23: Preform der CFK-Flügelrippen

Die verbrauchten Materialien und Ressourcen für den Prozess Preforming sind in Tabelle 6 aufgeführt. Das Gewicht und die Fläche des verwendeten Fasermaterials entsprechen dabei dem Produkt-Output des Prozesses Cutting. Der Verbrauch der Hilfsstoffe (Klebeband, Handschuhe, Baumwollhandschuhe, Trennfolie) wird über Messen bzw. Zählen erfasst. Die Vakuumpumpe, welche den Unterdruck für die Fixierung der Lagen mit Hilfe des Werkzeug-

ges und der Silikonfolie erzeugt, ist über den gesamten Zeitraum des Prozesses in Betrieb. Der elektrische Energieverbrauch des Heißluftföhns wird über ein Strommessgerät festgestellt. Die Laufzeit des Heißluftföhns und der Energieverbrauch der Vakuumpumpe werden aus früheren Messungen (Tabelle Preforming in Anlage B) übernommen. Der Personalbedarf wird über eine Zeitmessung bestimmt.

Tabelle 6: Prozessdaten Preforming

Material	Wert	
Fasermaterial	6,4 kg (12,8 m ²)	
Klebeband, rot	0,28 kg (5,12 m)	
Handschuhe, blau	0,20 kg (7 Paar)	
Baumwollhandschuhe	0,14 kg (7 Paar)	
Trennfolie	0,11 kg (1,12 m ²)	
Energie	Heißluftföhn: 3,67 kWh	Vakuumpumpe: 3 kWh
Personal	2 Personen: 04:40 h	
Maschinen	Heißluftföhn: 1:30 h	Vakuumpumpe: 4:40 h

Das für den Prozess Preforming erarbeitete Materialflussmodell ist in Abbildung 24 dargestellt. Auch hier sind die verwendeten Materialien unter dem Hauptprozess „T2: Preforming“ und die Systemkosten sowie die Nutzung elektrischer Energie über dem Hauptprozess angeordnet. Das zugeschnittene Fasermaterial wird vollständig zum Produkt-Output umgewandelt, da in diesem Prozess keine Faserabfälle anfallen. Alle Hilfsstoffe werden dem Non-Produkt-Output zugeordnet, da diese nicht in das Produkt einfließen, sondern nach der Verwendung in den Abfall gegeben werden. Hier schließt sich die Abfallbehandlung an, welche in Abschnitt 4.3.7 beschrieben wird.

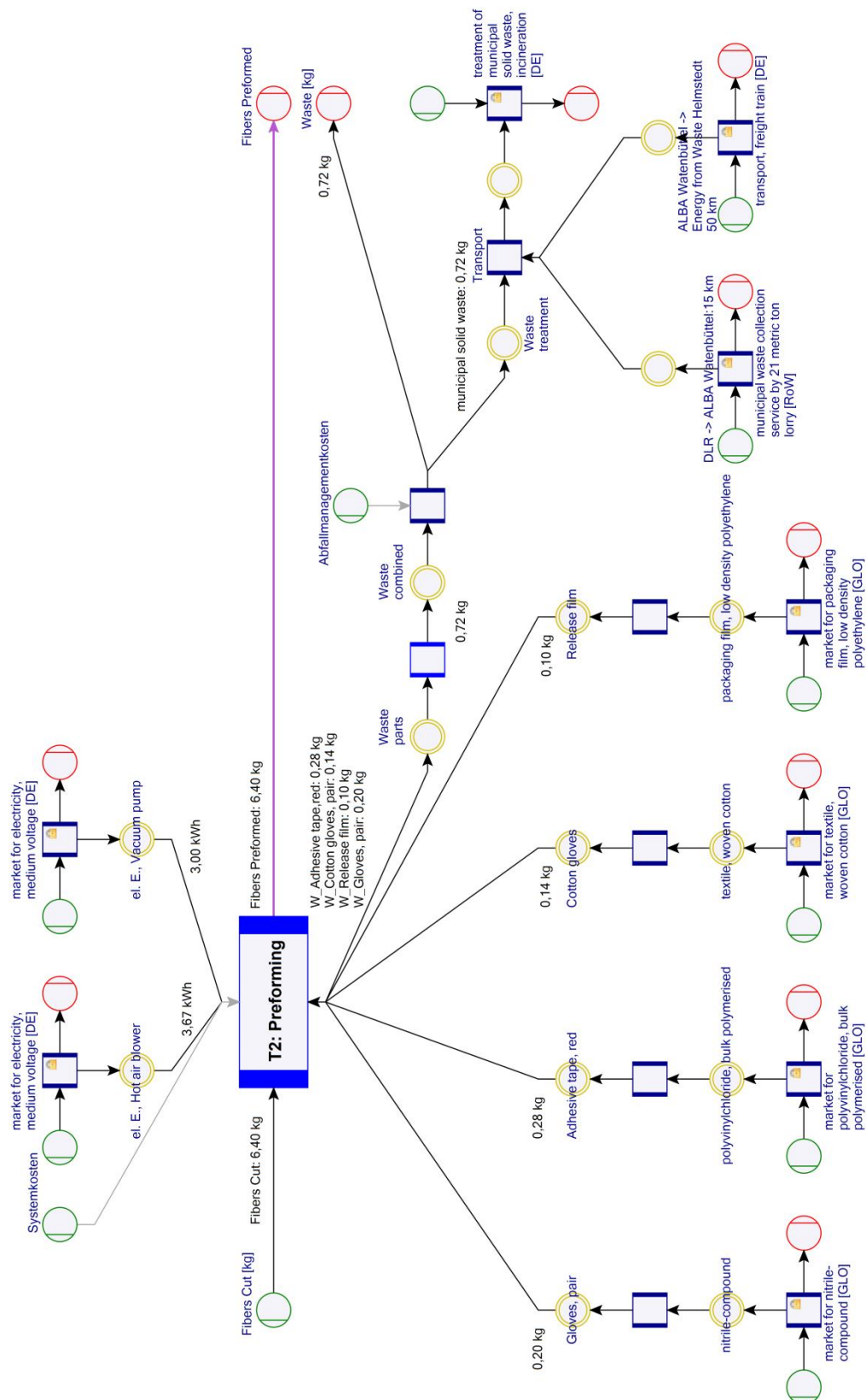


Abbildung 24: Materialflussmodell für den Prozess Preforming

Im Rahmen der Materialflusskostenrechnung werden die Kosten für die Nutzung der elektrischen Energie und die Systemkosten auf den Produkt-Output und Non-Produkt-Output umgelegt. Die Allokation der Kosten für den Verbrauch der elektrischen Energie des Heißluftföhns auf den Produkt-Output erfolgt über die Bestimmung der theoretisch nötigen Wärmemenge (Q) für die Aufheizung des Fasermaterials und wird mit Hilfe von Formel 6 bestimmt.

$$Q = c_p * m * \Delta T = 710 \frac{J}{kg * K} * 6,4kg * 100K = 454400J \cong 0,126kWh \quad (6)$$

Hierfür wird eine spezifische Wärmekapazität (c_p) von Kohlenstofffasern von $710 \frac{J}{kg * K}$ (fibre-tech composites GmbH 2006, S. 5), die Masse des Fasermaterials (m) und eine Temperaturdifferenz (ΔT) von 100 K verwendet. Hinsichtlich der Temperaturdifferenz wird hier ein Wert von 100 K angenommen, da das Bindermaterial für das Aufschmelzen von Raumtemperatur auf mindestens 100°C erwärmt werden muss. Da dies manuell mit Hilfe des Heizluftföhns erfolgt, ist jedoch davon auszugehen, dass der Binder auf etwas höhere Temperaturen erwärmt wird. Anhand der verwendeten Werte ergibt sich eine benötigte Wärmemenge für die Aufheizung des Fasermaterials von 0,126 kWh. Somit entfallen ca. 3 % der Kosten der insgesamt verbrauchten 3,67 kWh auf den Verbrauch der elektrischen Energie des Heißluftföhns in den Produkt-Output. Die restlichen 97 % werden gleichmäßig auf die Non-Produkt-Outputs umgelegt.

Die Kosten des Energieverbrauchs der Vakuumpumpe werden entsprechend der Nutzungszeit dem Produkt-Output bzw. Non-Produkt-Output zugeordnet. Die Vakuumpumpe wird ca. die Hälfte der Prozesszeit für die Evakuierung des Werkzeugs genutzt. Daher werden 50 % der Kosten auf das Fasermaterial (Produkt-Output) und der Rest gleichmäßig auf die Abfälle (Non-Produkt-Output) verteilt. Die Systemkosten werden innerhalb der Software in Abhängigkeit der Masse der Outputs umlegt.

4.3.3 Preparing

Das Preparing umfasst alle für die Infusion und das Tempering im Autoklaven vorbereitenden Tätigkeiten. Zunächst wird das Formwerkzeug vor dem Preforming mit einem Trennmittel behandelt. Da dieser Arbeitsschritt nicht für das Preforming nötig ist, wird dieser Teil der Werkzeugvorbehandlung bereits dem Preparing zugeordnet. Nach dem Preforming der Faserlagen auf dem Werkzeug werden für die Aufnahme von überschüssigem Epoxidharz bei der Infusion Kavitäten zwischen den Flügelrippen auf dem Werkzeug platziert. Die Kavitäten bestehen aus Saugvlies, welches mit einer Vakuumfolie und Siegelkit umhüllt ist. Darüber hinaus werden an das Formwerkzeug Vakuum- und Infusionsanschlüsse für den Infusionsprozess montiert und die vorgeformten Faserlagen mit Abreißgewebe bedeckt. Abschließend werden die Ränder des Werkzeugs mit Siegelkit beklebt, der Aufbau mit Vakuumfolie bedeckt und evakuiert. Da dieser Vorgang wiederholt wird, schließen insgesamt zwei Lagen aus Vakuumfolie das Fasermaterial luftdicht ein. Der fertige Vakuumaufbau ist in Abbildung 25 dargestellt.



Abbildung 25: Vakuumaufbau der CFK-Flügelrippen

Für den folgenden Infusionsprozess wird das Epoxidharz in einem Ofen auf eine Temperatur von 100°C vorgeheizt und der Vakuumaufbau in den Autoklaven überführt. Nach dem Anschluss der Ultraschallsensoren, Vakuum- und Infusionsleitungen wird der Autoklav geschlossen. Der angeschlossene Vakuumaufbau im Autoklaven ist in Abbildung 26 dargestellt. Für die Infusion wird der Autoklav auf eine Temperatur von 120°C erwärmt und mit einem Druck von 6 bar beaufschlagt.

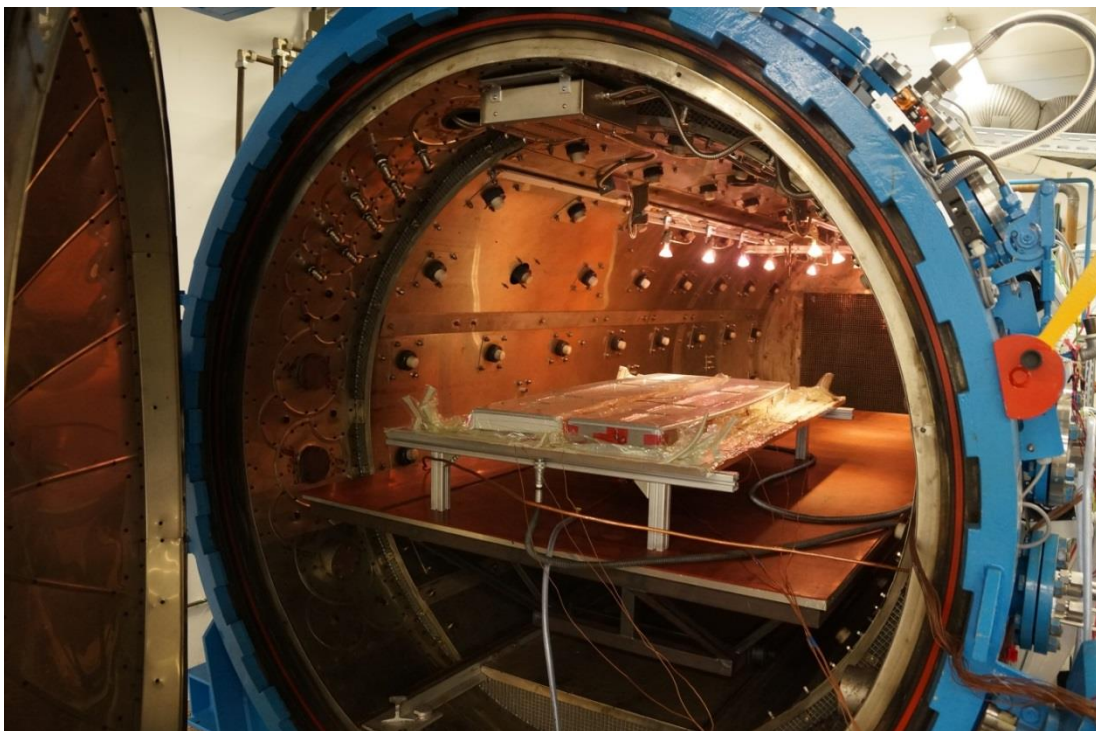


Abbildung 26: Aufbau im Autoklaven vor der Infusion

Die verbrauchten Materialien und Ressourcen für den Prozess Preparing sind in Tabelle 7 aufgeführt. Die Mengen des Saugvlieses, des Kupferrohrs, des Siegelkits, der Vakuumfolie

und des hitzebeständigen Schlauchs sind durch eigene Messungen bestimmt. Für die restlichen Material-, Energieverbräuche und die Zeit des Personaleinsatzes sowie der technischen Anlagen werden Daten aus früheren Messungen (EEAM) aus Anlage B verwendet.

Tabelle 7: Prozessdaten Preparing

Material	Wert	Material	Wert
Fasermaterial	6,4 kg (12,8 m ²)	Abreißgewebe	0,38 kg (4 m ²)
Aceton	0,39 kg (0,5 l)	Siegelkit	0,75 kg (15 m)
Klebeband, rot	0,004 kg (1 m)	T-Stück, Messing	0,03 kg (1 Stück)
Saugvlies	0,01 kg (0,0075 m ²)	Blechdose, groß	0,62 kg (2 Stück)
Trennmittel, Chemlease 255	0,08 kg (0,1 l)	Vakuumfolie	0,47 kg (6,4 m ²)
Putzpapier	0,1 kg (20 Blätter)	Wasser	10 kg (10 l)
Kupferrohr	0,88 kg (5 m)	Gewindetülle, Messing	0,03 kg (2 Stück)
Handschuhe	0,11 kg (4 Paar)	Teflonband	0,01 kg (0,5 m)
Schlauchschellen	0,02 kg (8 Stück)	Hitzebeständiger Schlauch	0,06 kg (0,3 m)
Energie	Vakuumpumpe: 0,5 kWh	Abluft: 0,5 kWh	Ofen: 4 kWh
Personal	1 Personen: 7:00 h		
Maschinen	Vakuumpumpe: 2:00 h	Abluft: 1:00 h	Ofen: 7:00 h

Das für den Prozess Preparing erarbeitete Materialflussmodell ist in Abbildung 27 dargestellt und analog der bereits dargestellten Materialflussmodelle aufgebaut.

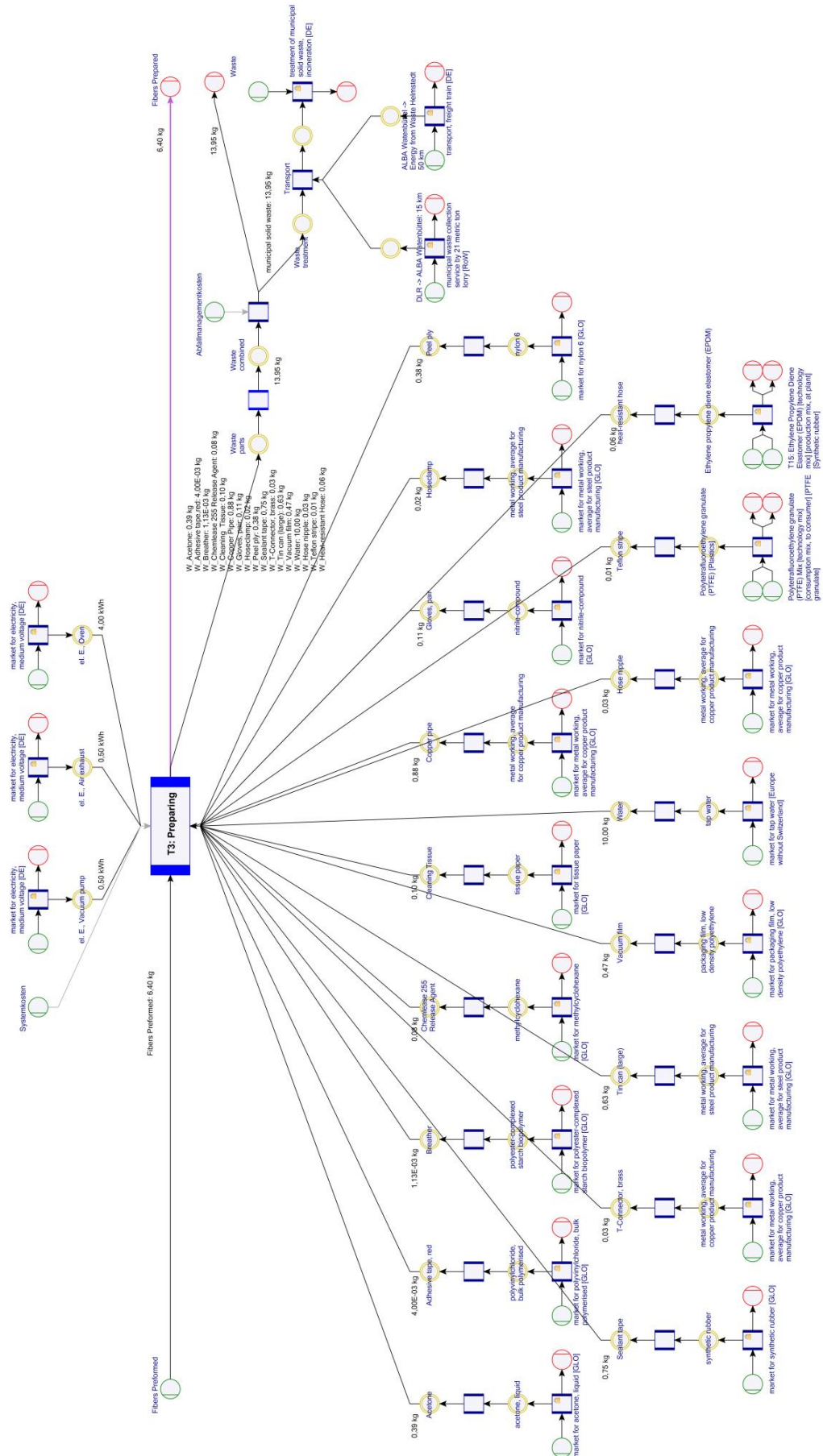


Abbildung 27: Materialflussmodell für den Prozess Preparing

Bei der Allokation der Kosten für die Materialflusskostenrechnung werden hier die Kosten für die elektrische Energie der Vakuumpumpe vollständig auf das Fasermaterial bzw. den Produkt-Output umgelegt. Die Kosten für den Betrieb des Ofens werden zu ca. 77 % auf den Produkt-Output umgelegt und der Rest gleichmäßig auf die Non-Produkt-Outputs. Dies entspricht dem Verhältnis zwischen dem Epoxidharzanteil in den Flügelrippen (3 kg, 77 %) und dessen Abfall (0,9 kg, 23 %). Die Energiekosten der Abluft werden den Non-Produkt-Outputs Aceton und Trennmittel in Abhängigkeit ihres Gewichts (Aceton: 0,5 l, 83 %; Trennmittel 0,1 l, 17 %) zugewiesen, da bei der Verarbeitung dieser Materialien die Abluft benötigt wird. Die Systemkosten werden innerhalb der Software in Abhängigkeit der Masse der Outputs umgelegt.

4.3.4 Infusion

Im Prozess Infusion werden die Fasermaterialien im Vakuumaufbau mittels des SLI-Verfahrens mit Epoxidharz getränkt. Die Infusion erfolgt dabei im Autoklaven bei einer Temperatur von 120°C und einem Druck von 6 bar. Das vorgewärmte Epoxidharz befindet sich zunächst in einer Kartusche außerhalb des Autoklaven und fließt anschließend über die Injektionsleitungen in den Aufbau. Der für die Erstellung des Materialflussmodells verwendete Datensatz für die Herstellung von Epoxidharz wird aus der ecoinvent-Datenbank entnommen und ist auf Basis von kumulativen Daten über die genutzten Brennstofftypen, Primärenergieträger, Rohstoffe und die Erzeugung von Emissionen und Abfällen erstellt worden. In den Datensatz wurden keine Daten über den Einsatz von Härtungsmitteln für den Aushärtvorgang miteinbezogen.

Die verwendeten Materialien und Ressourcen sind in Tabelle 8 aufgeführt. Insgesamt werden 3,9 kg Epoxidharz zu Beginn des Prozesses in die Kartusche gefüllt. Durch das Wiegen der ausgehärteten Bauteile nach dem Prozess Demolding/Cleaning wird (bei bekanntem Gewicht der Faserlagen aus dem Prozess Cutting) das Gewicht des Epoxidharzes in den Bauteilen (Produkt-Output) bestimmt. Über die Differenz von der Gesamtharzmenge und dem Produkt-Output wird anschließend die Menge des Abfalls an Epoxidharz (Non-Produkt-Output) bestimmt. Während des Prozesses wird für den Betrieb und die Kühlung des Autoklaven Wasser benötigt. Hierfür wird Leitungswasser verwendet, welches nach dem Durchlaufen des Kühlsystems des Autoklaven als Abwasser in die Kanalisation gegeben wird und somit einen Non-Produkt-Output darstellt. Der Wasserverbrauch des Autoklaven wird in einem Intervall von 24 h erfasst. In dem Zeitintervall der Fertigung der CFK-Flügelrippen wurde dabei ein Gesamtwasserverbrauch von 34,3 m³ gemessen. Es ist davon auszugehen, dass der Wasserverbrauch für Kühlvorgänge höher als für Aufheiz- und Leerlaufvorgänge ist. Hier liegen jedoch keine Daten über den Verlauf der benötigten Wassermenge vor, so dass der gesamte Wasserverbrauch auf die Prozesse Infusion und Tempering aufgeteilt wird. Der Autoklav wird bereits vor Beginn der Infusion auf 120°C geheizt und der Druck auf 6 bar eingestellt. Insgesamt ist der Autoklav daher für die Infusion 7 h in Betrieb. Von dieser Zeit entfallen 45 min auf die Aufheizphase und 6 h und 15 min werden die Temperatur und der Druck gehalten. In der langen Haltephase des Autoklaven werden vorbereitende Tätig-

keiten und die Infusion durchgeführt. Die Infusionszeit beträgt 135 min. Für den Wasserverbrauch fallen sowohl Kosten für das Leitungswasser als auch für das Abwasser an. Die Leitungswasserkosten von 1,80 €/m³ sind einer internen Datenbank (Anlage E) entnommen. Die Kosten für das Abwasser werden im Abschnitt 4.3.7 näher erläutert.

Der Wasserverbrauch für den Prozess Infusion wird anteilig für eine Betriebszeit des Autoklaven von 7 h und bei einer gesamten Betriebszeit des Autoklaven von 12 h und 30 min auf beide Prozesse verteilt. Der Verbrauch der elektrischen Energie des Autoklaven wird über eine zentrale Erfassung des Stromverbrauchs ermittelt. Diese zeichnet die verbrauchten Kilowattstunden in einem Intervall von 15 min auf. Vor der Infusion wird der Autoklav zunächst bedruckt und aufgeheizt, so dass der sich im Autoklaven befindende Vakuumaufbau auf die Infusionstemperatur erwärmt wird. Daher wird der Energieverbrauch von Beginn des Betriebes des Autoklaven bis zum Ende des Infusionsvorgangs dem Prozess Infusion zugeordnet. Zusätzlich wird der Energieverbrauch der Infusionsanlage mit der Harzkartusche und der Energieverbrauch der Vakuumpumpe über ein Strommessgerät erfasst. Die Laufzeit der Infusionsanlage und der Vakuumpumpe richtet sich nach der Infusionszeit von 135 min. Die zusätzliche Zeit für den Personalaufwand resultiert aus der Demontage und Reinigung der Infusionsanlage.

Tabelle 8: Prozessdaten Infusion

Material	Wert		
Epoxidharz (Epikote System 600)	Gesamt: 3,9 kg	PO: 3,0 kg	NPO: 0,9 kg
Wasser	18.830 kg (18,83 m³)		
Energie	Autoklav: 172 kWh	Infusionsanlage + Vakuumpumpe: 1,58 kWh	
Personal	1 Person: 3:00 h		
Maschinen	Autoklav: 7:00 h	Infusionsanlage: 2:15 h	Vakuumpumpe: 2:15 h

Das für den Prozess Infusion erarbeitete Materialflussmodell ist in Abbildung 28 dargestellt. Die Produkt-Outputs dieses Prozesses stellen das Fasermaterial (6,4 kg) und das Epoxidharz in den Bauteilen (3,0 kg) dar. Die Non-Produkt-Outputs bestehen aus dem Epoxidharzabfall (0,9 kg) sowie dem Abwasser (4290 kg). Die Prozesse zur Abfall- und Abwasserbehandlung sind in Abschnitt 4.3.7 näher erläutert.

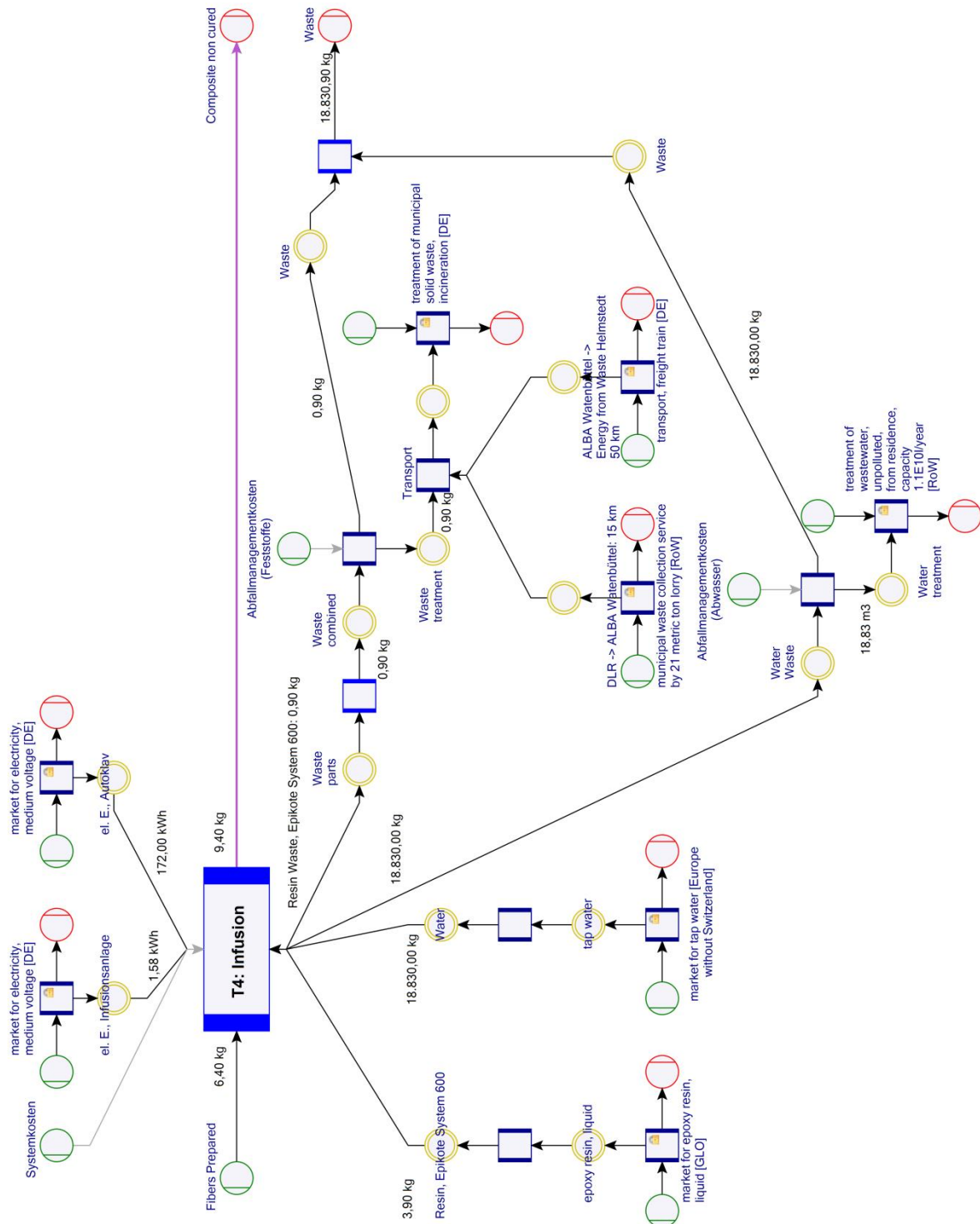


Abbildung 28: Materialflussmodell für den Prozess Infusion

Die Systemkosten sowie die Kosten der elektrischen Energie der Infusionsanlage und der Vakuumpumpe sind über das Verhältnis des Produkt-Outputs und Non-Produkt-Outputs des Epoxidharzes umgelegt. Die Kosten für die elektrische Energie des Autoklaven sind über eine Zuordnung zur Heiz- und Haltephase auf den Produkt-Output und den Non-Produkt-Output verteilt. Dabei werden dem Produkt-Output die Kosten für die Heizphase zugeordnet, da diese Temperatur für den Infusionsprozess erforderlich ist. Dem Non-Produkt-Output

werden die Kosten für die Haltephase zugeordnet, da die Temperatur zwar für den Infusionsprozess aufrechterhalten werden muss, die verbrauchte Energie jedoch nur die Wärmeverluste des Autoklaven ausgleicht. Der gemessene Energieverbrauch für die Heizphase auf 120°C beträgt 52 kWh und der der Haltephase 120 kWh. Die Kosten für die Heizphase werden dem Produkt-Output des Epoxidharzes zugewiesen. Bei den Kosten für die Haltephase des Autoklaven wird angenommen, dass ein Abtransport der Wärme in großem Umfang über das Wasser des Kühlsystems erfolgt. Daher werden diese Kosten dem Non-Produkt-Output des Wassers zugewiesen.

4.3.5 Tempering

Im Prozess Tempering erfolgt die Aushärtung des Epoxidharzes unter Druck und Temperatur im Autoklaven. Der Verlauf der Temperatur für diesen Prozess ist in Abbildung 29 dargestellt. Während des gesamten Temperings wird ein Druck von 6 bar gehalten. Die Temperatur wird zunächst von den 120°C aus dem Infusionsprozess auf 155°C mit einer Heizrate von 1,13 K/min gesteigert. Anschließend folgt eine Haltephase von 75 min. Danach wird die Temperatur mit 1,92 K/min auf 180°C erhöht und diese Temperatur für 120 min gehalten. Am Ende des Prozesses wird der Autoklav mit einer Kühlrate von 2 K/min auf 60°C abgekühlt und der Druck wieder der Umgebung angepasst.

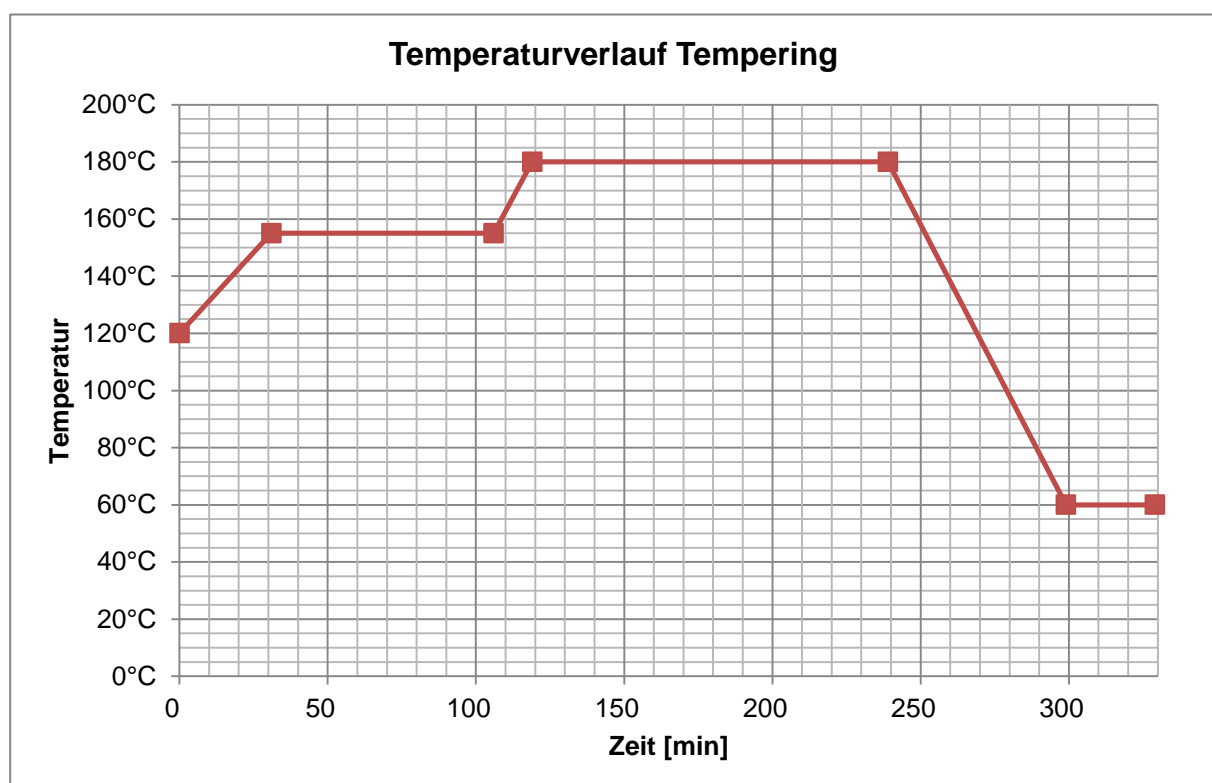


Abbildung 29: Temperaturverlauf des Autoklavprogramms im Prozess Tempering

Die verwendeten Materialien und Ressourcen für den Prozess Tempering sind in Tabelle 9 aufgeführt. Insgesamt wird in dem Zeitintervall für den Betrieb des Autoklaven 15.470 kg Wasser benötigt. Die Ermittlung des Energiebedarfs des Autoklaven wird analog zum Pro-

zess Infusion durchgeführt. Als Zeitraum wird hierfür der Beginn der Steigerung der Temperatur über 120°C (Ende Infusionsprozess) bis zum Ende des Autoklavprogramms betrachtet. Somit beträgt die Gesamtzeit des Prozesses 5 h und 30 min.

Tabelle 9: Prozessdaten Tempering

Material	Wert
Wasser	15.470 kg (15,47 m³)
Energie	Autoklav: 158 kWh
Personal	1 Person: 0:30 h
Maschinen	Autoklav: 5:30 h

Das für den Prozess Tempering erarbeitete Materialflussmodell ist in Abbildung 30 dargestellt. Der Produkt-Output des Temperings ist das ausgehärtete Faserverbundmaterial (9,4 kg) und der Non-Produkt-Output das Abwasser (15.470 kg). Die Prozesse der Abwasserbehandlung sind in Abschnitt 4.3.7 näher erläutert.

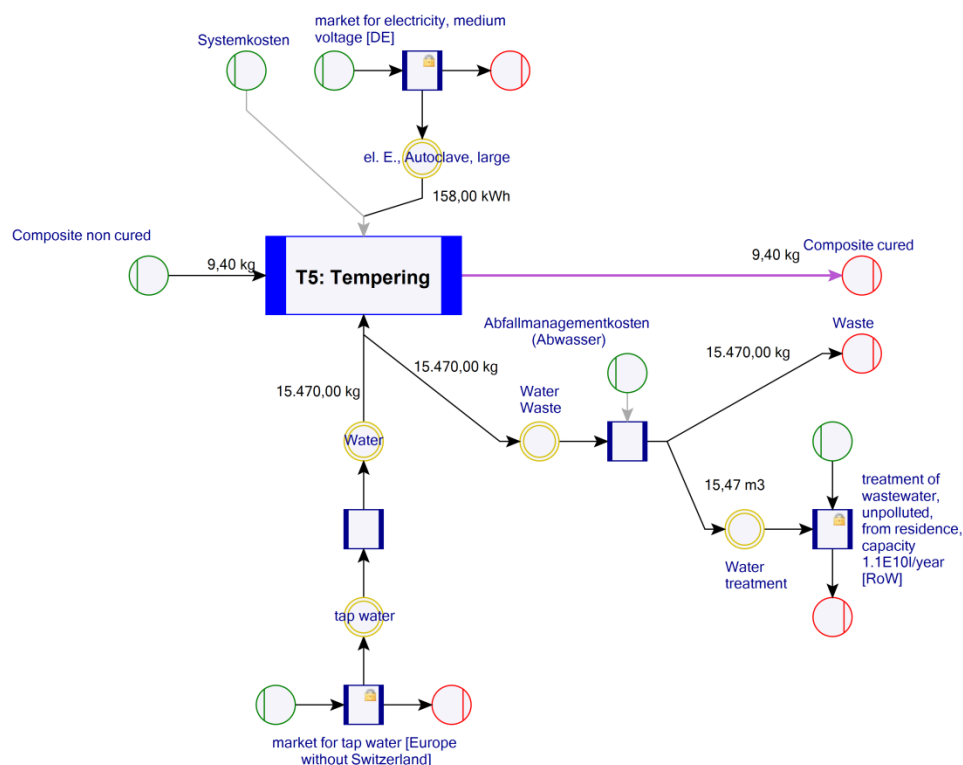


Abbildung 30: Materialflussmodell für den Prozess Tempering

Die Systemkosten und die Kosten der elektrischen Energie des Autoklavs sind über eine Aufteilung von Heiz-, Halte- und Abkühlphase auf den Produkt-Output und Non-Produkt-Output verteilt. Hierbei wird, wie bei dem Prozess Infusion, der Energieverbrauch der Heizphasen dem Produkt-Output und der Energieverbrauch der Halte- und Abkühlphasen dem Non-Produkt-Output zugeordnet. Der Energieverbrauch der Heizphasen auf 155°C und 180°C beträgt im Prozess 49 kWh. Die Halte- und Abkühlphasen verbrauchen 109 kWh. Aus

diesen Energieverbräuchen werden die Kosten ermittelt und den Produkt-Outputs sowie Non-Produkt-Outputs zugewiesen.

4.3.6 Demolding/Cleaning

Der letzte Prozess innerhalb des Fertigungsprozesses ist das Demolding und Cleaning. Hier werden die fertigen Flügelrippen entformt, alle Bestandteile des Vakuumaufbaus entfernt und das Formwerkzeug gereinigt. Die verwendeten Materialien aus Tabelle 10 sind für die Entfernung von Harzresten und die Reinigung des Formwerkzeuges nötig. Für die Material-, Energieverbräuche und die Zeit des Personaleinsatzes sowie der technischen Anlagen werden Daten aus früheren Messungen (EEAM) verwendet, welche in Anlage B aufgeführt sind.

Tabelle 10: Prozessdaten Demolding/Cleaning

Material	Wert
Aceton	0,12 kg (0,15 l)
Putzpapier	0,18 kg (35 Blätter)
Wattestäbchen	0,0003 kg (2 Stück)
Handschuhe	0,11 kg (4 Paar)
Wasser	5 kg (5 l)
Holzspatel	0,02 kg (2 Stück)
Energie	Abluft: 0,75 kWh
Personal	1 Person: 5:00 h
Maschinen	Abluft: 4:00 h

Das für den Prozess Demolding/Cleaning erarbeitete Materialflussmodell ist in Abbildung 31 dargestellt. Der Produkt-Output des Demolding/Cleaning ist das ausgehärtete Faserverbundmaterial (9,4 kg) also die zwei Flügelrippen. Bei den Non-Produkt-Outputs handelt es sich um alle für die Reinigung verwendeten Materialien. Diese werden der Abfallbehandlung zugeführt, welche in Abschnitt 4.3.7 näher erläutert wird.

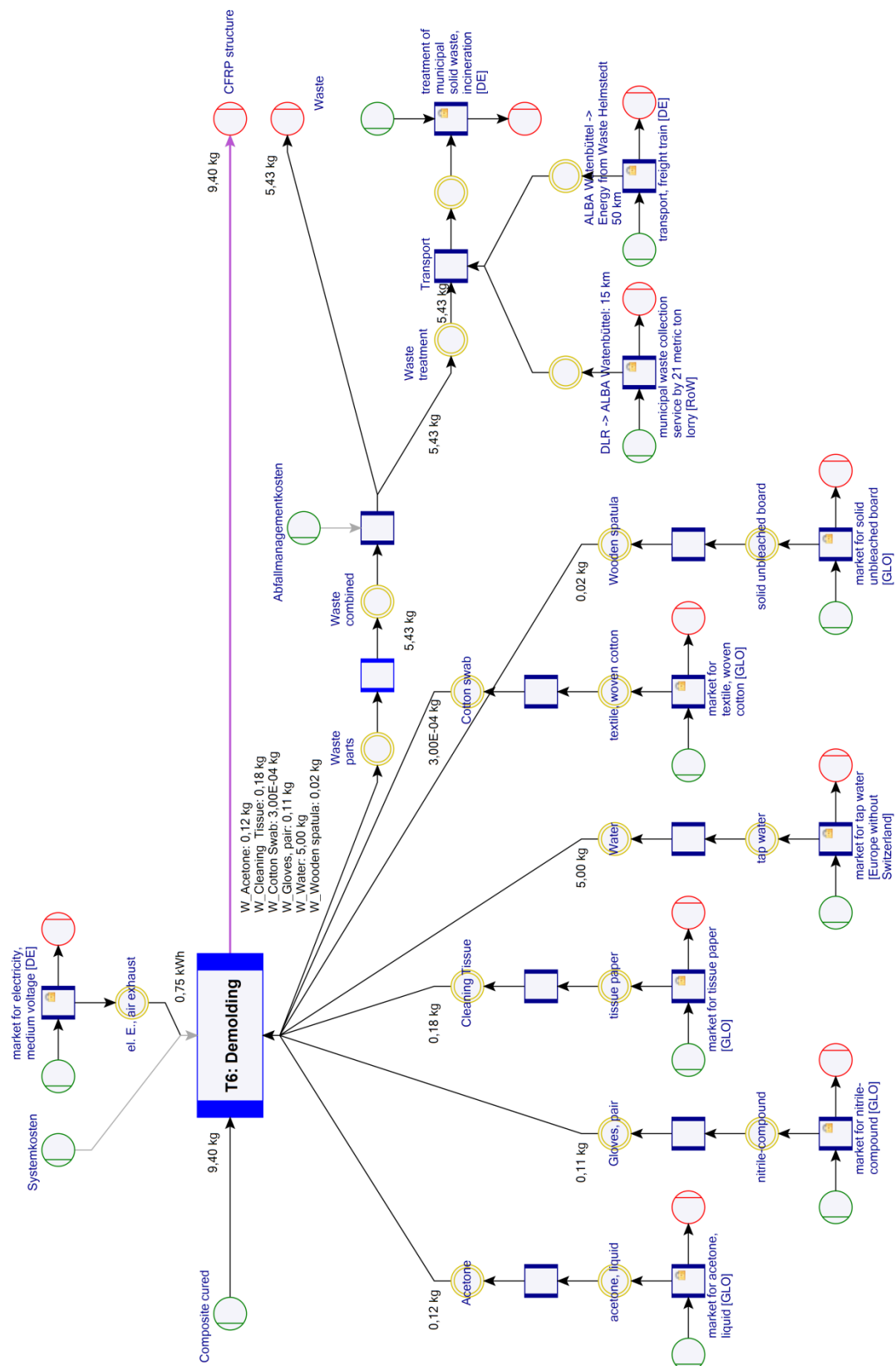


Abbildung 31: Materialflussmodell für den Prozess Demolding/Cleaning

Bei der Allokation der Kosten für die Materialflusskostenrechnung werden hier die Maschinenkosten und die Kosten für die elektrische Energie der Abluft dem Non-Produkt-Output Aceton zugewiesen, da bei der Verarbeitung dieses Materials die Abluft benötigt wird. Die Lohnkosten werden in Abhängigkeit der Masse der Outputs umlegt.

Die ausgehärteten Flügelrippen sind in Abbildung 32 dargestellt. Für die Fertigstellung der Flügelrippen werden die Konturen der Bauteile in einem abschließenden Prozess bearbeitet. Da für diesen Prozess keine Daten vorliegen, wird dies jedoch nicht in die Betrachtung einbezogen.

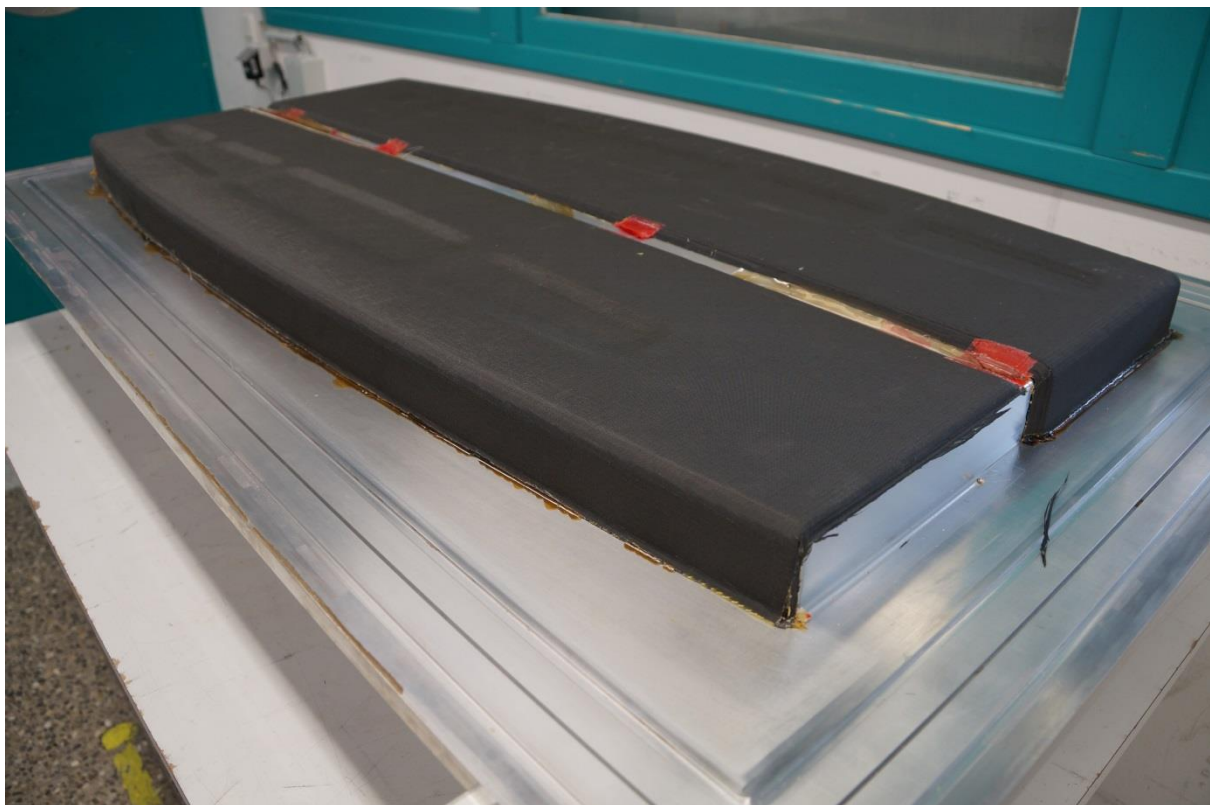


Abbildung 32: Flügelrippen und Formwerkzeug nach Demolding/Cleaning

4.3.7 Exkurs Abfall-/Abwasserbehandlung

Durch die Herstellung der Flügelrippen entstehen Kosten für die Entsorgung der Abfälle sowie Umweltwirkungen durch nachgelagerte Abfallbehandlungsprozesse. Alle während der Fertigung entstehenden Abfälle werden in den Gewerbeabfall gegeben und von dem regionalen Entsorger, der ALBA Braunschweig GmbH, abgeholt. Die Container haben ein Volumen von 1100 l und werden wöchentlich geleert. Der Preis pro Leerung eines Containers beträgt dabei 115 €. Laut einer telefonischen Auskunft bei ALBA hatten die Gewerbeabfälle eines Containers im Mai 2016 ein durchschnittliches Gewicht von 84,6 kg. Hieraus ergibt sich ein Preis von 1,37 € pro kg Abfall.

Neben den Kosten entstehen durch den Transport und die thermische Abfallverwertung Umweltwirkungen. Das mit Umberto NXT Universal erstellte Materialflussmodell für die ökologische Bewertung der Abfallverwertung ist in Abbildung 33 dargestellt. Alle Abfälle aus vorgelagerten Prozessen werden zunächst in einem Prozess gesammelt. In diesem Prozess werden den eingehenden Abfällen (Wasteinput) für die Materialflusskostenrechnung die Kosten für die Entsorgung zugewiesen und diese weitergeleitet (Wasteoutput). Für die Bestimmung der Umweltwirkung der ausgehenden Abfälle werden diese als „schlechte“ Materialien weitergeleitet (Waste treatment) und über einen Transportprozess (Transport) der Müllverbrennung (treatment of municipal solid waste, incineration) zugeführt. Die Abfälle werden am Standort des DLRs am Flughafen Braunschweig abgeholt und per LKW in das Abfallentsorgungszentrum Watenbüttel transportiert (ca. 15 km). Nach einer Sortierung werden anschließend die nicht verwertbaren Abfälle per Bahn zur Müllverbrennungsanlage in Helmstedt befördert (ca. 50 km) und dort verbrannt. Eine differenzierte Betrachtung der Zusammensetzung des Abfalls und eine Sortierung kann jedoch nicht mit einbezogen werden, da hierfür keine Daten vorliegen. Aus diesem Grund wird angenommen, dass der gesamte Abfall der Müllverbrennung zugeführt wird.

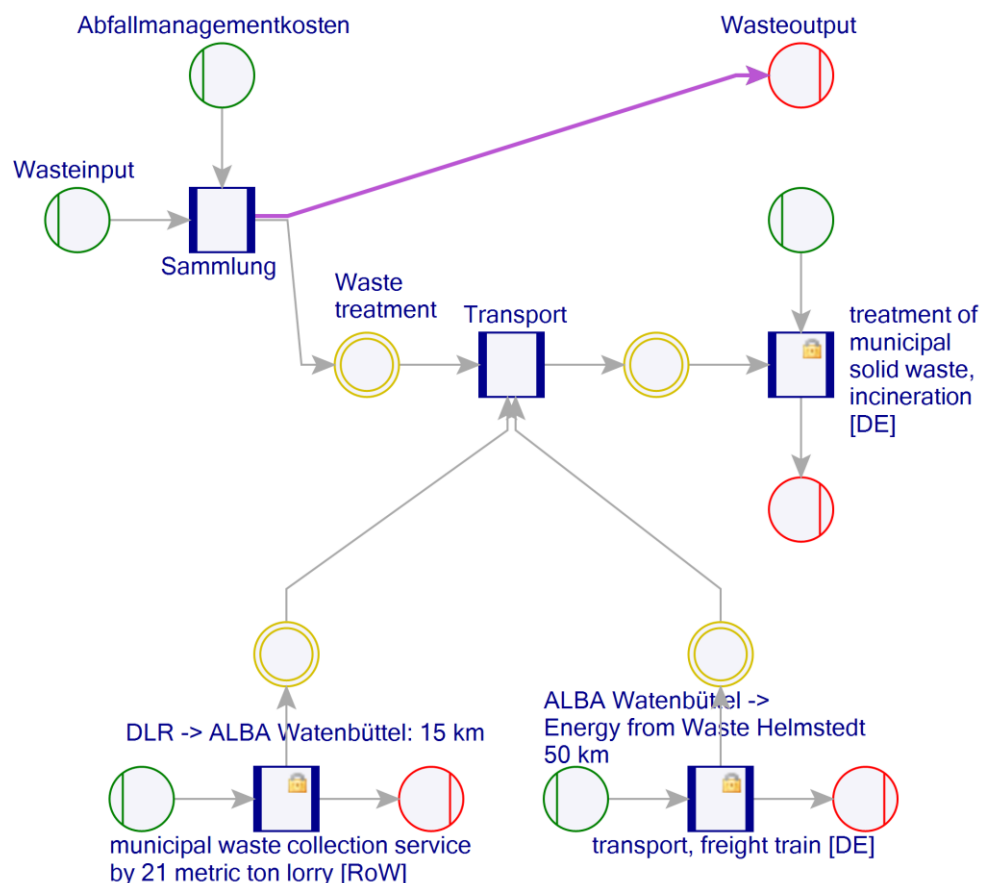


Abbildung 33: Materialflussmodell der Abfallbehandlung

Für das dargestellte Materialflussmodell werden für den Transport und die Müllverbrennung Datensätze aus der ecoinvent-Datenbank verwendet, welche im Folgenden näher erläutert werden:

- Der Datensatz für die **Abfallsammlung** (municipal waste collection service by 21 metric ton lorry [RoW]) ist speziell für den Lebenszyklus von Abfallfahrzeugen über eine Lebensdauer von 540.000 km ausgelegt. Dabei werden vorgelagerte Phasen zur Herstellung der Fahrzeuge und die Phase der Nutzung mit dem Kraftstoffverbrauch, den Emissionen und dem Verschleiß der Straßen unter Beachtung einer Stop&Go-Fahrweise und einer hydraulischen Abfallkompression einbezogen (Doka 2009, S. 62 ff.).
- Für den **Transport per Zug** wird ein allgemeiner Datensatz für Güterzüge (transport, freight train [DE]) genutzt. Neben der Herstellung der Züge werden die Emissionen und Ressourcenverbräuche über einen topdown-Ansatz generiert, welcher die jährlichen Energieverbräuche auf die Kilometerleistung des gesamten Güterverkehrs in Deutschland bezieht (Tuchschmid 2012). Die funktionelle Einheit für die Abfallsammlung und den Zugtransport ist Tonnenkilometer (tkm).
- Die thermische Verwertung der Abfälle bzw. **Abfallverbrennung** schließt alle Aktivitäten zur Errichtung und zum Betrieb einer Müllverbrennungsanlage für gemischte Abfälle ein. Auf Basis der durchschnittlichen Zusammensetzung des Siedlungsabfalls werden die Emissionen, die recycelte Menge an Metallen, die erzeugte thermische und elektrische Energie und Reststoffe wie zum Beispiel Schlacke, welche deponiert werden müssen, ermittelt. Hier wird jedoch der Transport der Abfälle zur Müllverbrennungsanlage nicht mit einbezogen (Treyer 2014).

Das für den Betrieb und die Kühlung des Autoklaven benötigte Wasser wird nach dem Durchlaufen des Kühlsystems des Autoklaven als Abwasser in die Kanalisation gegeben. Für diesen Wasserverbrauch fallen sowohl Kosten für das Leitungswasser als auch für das Abwasser an. Die Abwasserkosten von 2,52 €/m³ sind der Abgabensatzung für die Abwasserbeseitigung der Stadt Braunschweig (Stadt Braunschweig 2014, Art. I (4)) entnommen. Das Materialflussmodell für die Bereitstellung des Leitungswassers und die Behandlung des Abwassers ist in Abbildung 34 dargestellt. Der Datensatz der Abwasserbehandlung gilt für die Behandlung von nicht verschmutzten Abwässern in einer Kläranlage mit einer Kapazität von elf Millionen Litern pro Jahr (Levova 2012).

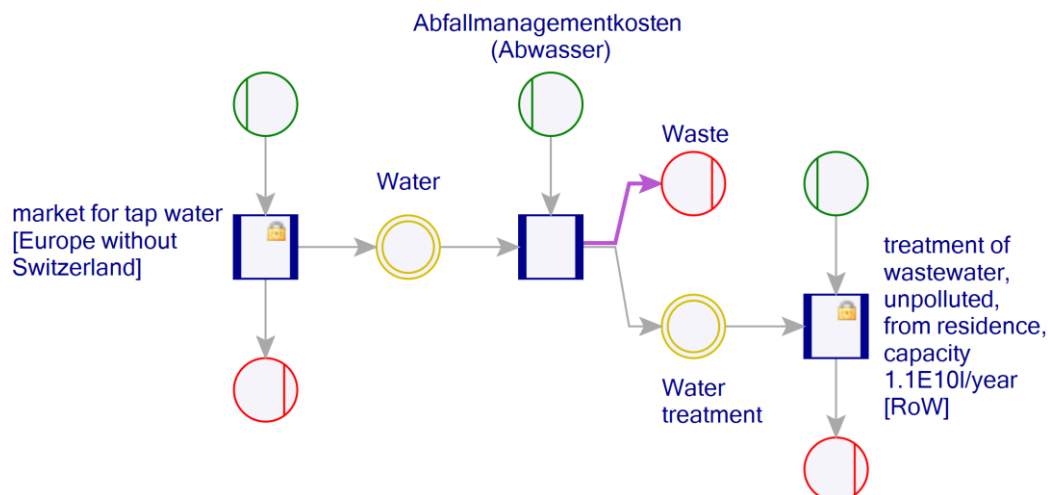


Abbildung 34: Materialflussmodell der Abwasserbehandlung

4.4 Ökobilanz der Herstellung der CFK-Flügelrippen

Für die Durchführung der Ökobilanz in der Software Umberto NXT Universal wird das in Anlage C dargestellte Materialflussmodell genutzt, welches alle in Abschnitt 4.3 beschriebenen Prozesse zu Herstellung der CFK-Flügelrippen beinhaltet. Hierfür wird mit Hilfe der Software die Sachbilanz der Material- und Energieflüsse auf Basis der eingesetzten Materialien und Ressourcen unter Einbezug der verknüpften Datensätze bestimmt. Diese Sachbilanz beinhaltet sämtliche Stoffe, welche für den Herstellungsprozess der Umwelt entnommen oder in die Umwelt eingetragen werden. Diesen Stoffen sind über die verwendeten Datenbanken Charakterisierungsfaktoren für ihren Beitrag zu den jeweiligen Wirkungskategorien im Rahmen der Wirkungsbewertung zugewiesen. Für die Wirkungsbewertung wird dabei die Methode „ReCiPe 2008“ genutzt, welche in Abschnitt 2.5.2 beschrieben ist. In der Software Umberto NXT Universal sind für diese Bewertungsmethode die Midpoint- und Endpointbetrachtung sowie drei unterschiedliche Perspektiven (Hierarchist/Egalitarian/Individualist) hinterlegt. Da keine klare Einigung über die Integration von langfristigen Emissionen innerhalb der Wirkungsbewertung besteht, sind für die Perspektiven Hierarchist und Egalitarian zwei Versionen in die Software Umberto NXT Universal integriert. Langfristige Emissionen treten bei Prozessen wie zum Beispiel der Deponierung von Müll auf. Hierbei werden alle noch nach 100 Jahren auftretenden Emissionen als langfristig definiert. Die eine Version beinhaltet keine Charakterisierungsfaktoren für langfristige Emissionen und die andere Version nutzt die gleichen Charakterisierungsfaktoren für kurz- und langfristige Emissionen (Althaus et al. 2010, S. 5 ff. & 146). Für die Ökobilanzierung im Rahmen dieser Arbeit wird die Midpointbetrachtung aus der Perspektive des Hierarchisten ohne langfristige Emissionen genutzt, da keine langfristigen Emissionen für die Datensätze aus der GaBi-Datenbank hinterlegt sind.

Im Folgenden wird im Detail auf die Beiträge der einzelnen Prozesse, verwendeten Materialien und Ressourcen für die Wirkungskategorien sowie die Verteilung der Umweltwirkungen

auf die Produkt-Outputs bzw. Non-Produkt-Outputs eingegangen. Die Gesamtergebnisse der Wirkungsbewertung sind in Anlage G aufgeführt. Abbildung 35 zeigt als ein Ergebnis der Ökobilanzierung die absoluten Werte und Anteile der einzelnen Prozesse für die Herstellung der CFK-Flügelrippen in ausgewählten Wirkungskategorien. Wirkungskategorien mit einem Äquivalenten von weniger als 1 kg bzw. m² sind dabei vernachlässigt und nicht dargestellt.

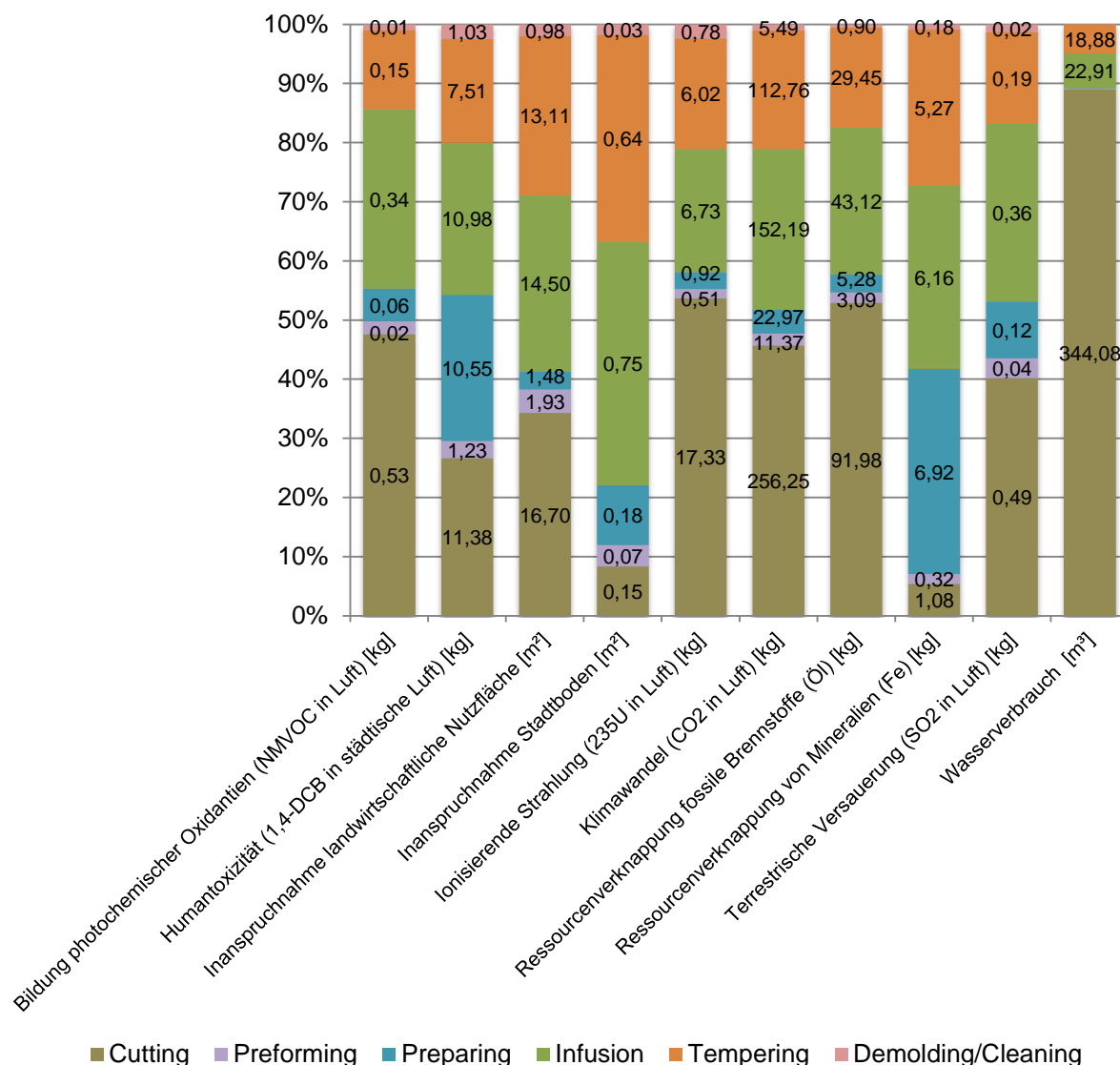


Abbildung 35: Beiträge der Prozesse zu den Wirkungskategorien für den Herstellungsprozess von zwei CFK-Flügelrippen

Abbildung 35 zeigt, dass vor allem die Prozesse Cutting, Infusion und Tempering hohe Beiträge in den jeweiligen Wirkungskategorien aufweisen. Hierbei liegt der Gesamtanteil dieser drei Prozesse innerhalb der jeweiligen Wirkungskategorie meist über 75 %, wobei der Prozess Cutting häufig den größten Anteil aufweist. Lediglich bei der Ressourcenverknappung von Mineralien und bei der Humantoxizität hat der Prozess Preparing mit Anteilen von ca. 35 % und 25 % ebenfalls einen hohen Einfluss. In allen anderen Wirkungskategorien tragen

die Prozesse Preforming, Preparing und Demolding/Cleaning nur in geringen Anteilen (bis maximal 10 %) zu den Umweltwirkungen bei.

Aufgrund ihrer hohen Anteile innerhalb der meisten Wirkungskategorien werden im Folgenden die Ergebnisse der Ökobilanz der Prozesse Cutting, Infusion und Tempering detaillierter dargestellt, um hier die wesentlichen Verursacher der Umweltwirkungen zu ermitteln. Die Prozesse Preforming, Preparing und Demolding/Cleaning werden bei der Darstellung der Ergebnisse der Ökobilanz nicht näher betrachtet, da ihre Anteile an den Wirkungskategorien gering sind.

Cutting

Abbildung 36 zeigt, dass der Prozess Cutting in vielen Wirkungskategorien den größten Anteil an den Umweltwirkungen aufweist. Um die Gründe bzw. den Verursacher hierfür zu ermitteln sind in Abbildung 36 die relativen Beiträge der verwendeten Materialien und Ressourcen aus diesem Prozess zu den Wirkungskategorien dargestellt. Hierbei werden die Prozentsätze nur für Anteile über ein Prozent und ohne Nachkommastelle angegeben um den Eindruck einer Scheingenauigkeit zu vermeiden.

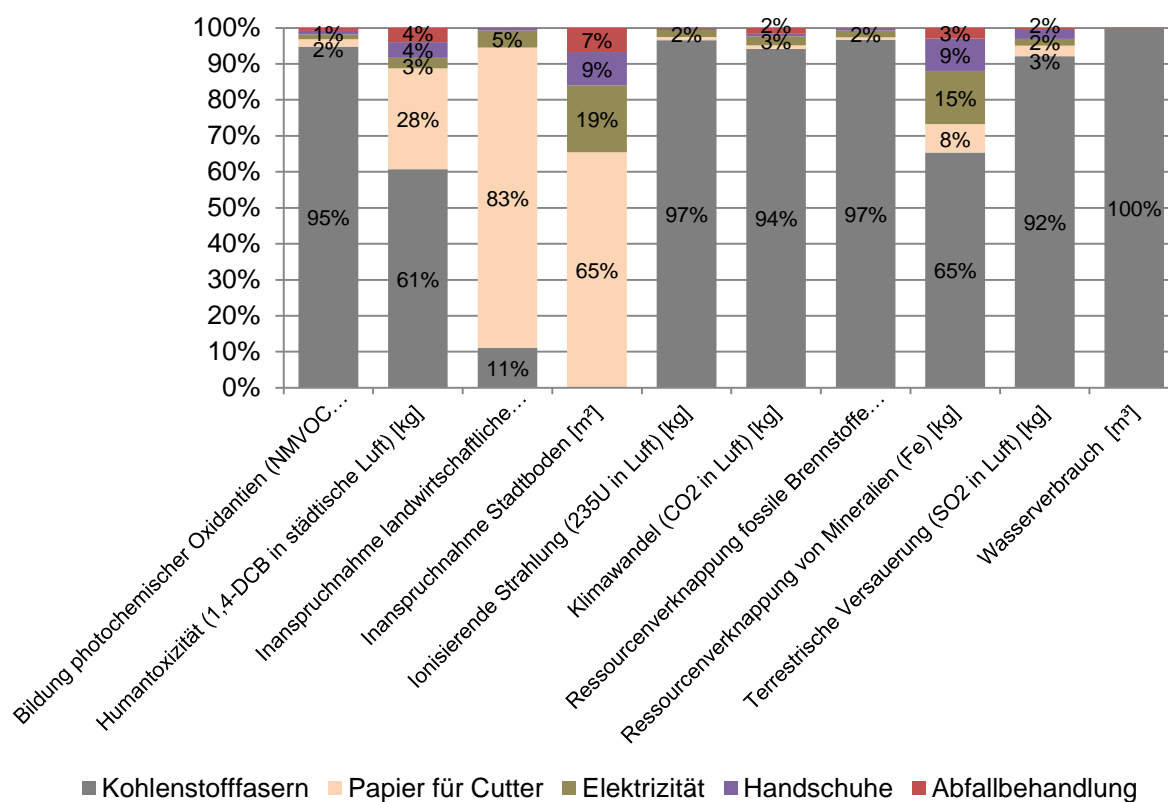


Abbildung 36: Wirkungsbewertung der Materialien und Ressourcen im Prozess Cutting

Es zeigt sich, dass die Umweltwirkungen überwiegend aus der Nutzung der Kohlenstofffasern resultieren, wobei der Anteil der Kohlenstofffasern an den Wirkungskategorien häufig

über 90 % beträgt. So entfallen für den Prozess Cutting hinsichtlich des CO₂-Äquivalents von insgesamt 256,25 kg auf die Kohlenstofffasern 241,46 kg, also ca. 94 % der CO₂-Äquivalente und davon 112,5 kg (ca. 44 %) auf den Faserabfall. Die Verwendung des Papiers für den Cutter hat in den Kategorien Humantoxizität (Anteil ca. 28 %), Inanspruchnahme von landwirtschaftlicher Nutzfläche (Anteil ca. 83 %) und Inanspruchnahme Stadtboden (Anteil ca. 65 %) signifikante Anteile. Die Elektrizität hat bei der Inanspruchnahme von Stadtboden und der Ressourcenverknappung von Materialien einen Einfluss von ca. 19 % bzw. 15 %. In diesen beiden Wirkungskategorien ist der Anteil des Prozesses Cutting im Verhältnis zur Gesamtsumme aller Prozesse jedoch gering.

Infusion

Die Anteile der verwendeten Materialien und Ressourcen des Infusionsprozesses an den Umweltwirkungen sind in Abbildung 37 dargestellt. Hierbei zeigt sich, dass der Verbrauch an elektrischer Energie durch den Betrieb des Autoklaven mit insgesamt 172 kWh einen hohen Anteil in den einzelnen Wirkungskategorien aufweist. Das verwendete Epoxidharz ist vor allem für die Bildung von photochemischen Oxidantien sowie der terrestrischen Versauerung von größerer Bedeutung und hat zudem signifikante Beiträge bei der Humantoxizität, dem Klimawandel und der Ressourcenverknappung fossiler Brennstoffe. Die Nutzung von Leitungswasser für das Kühlsystem des Autoklaven hat bis auf die Wirkungskategorie Wasserverbrauch nur geringe Anteile. Hier verursacht die nachgeschaltete Abwasserbehandlung einen Anteil von ca. 21 % für die Inanspruchnahme von Stadtboden und trägt mit einem Anteil von ca. 36 % zur Ressourcenverknappung von Mineralien bei. Die Abfallbehandlung der Epoxidharzabfälle erfolgt über die thermische Verwertung und hat nur einen sehr geringen Einfluss.

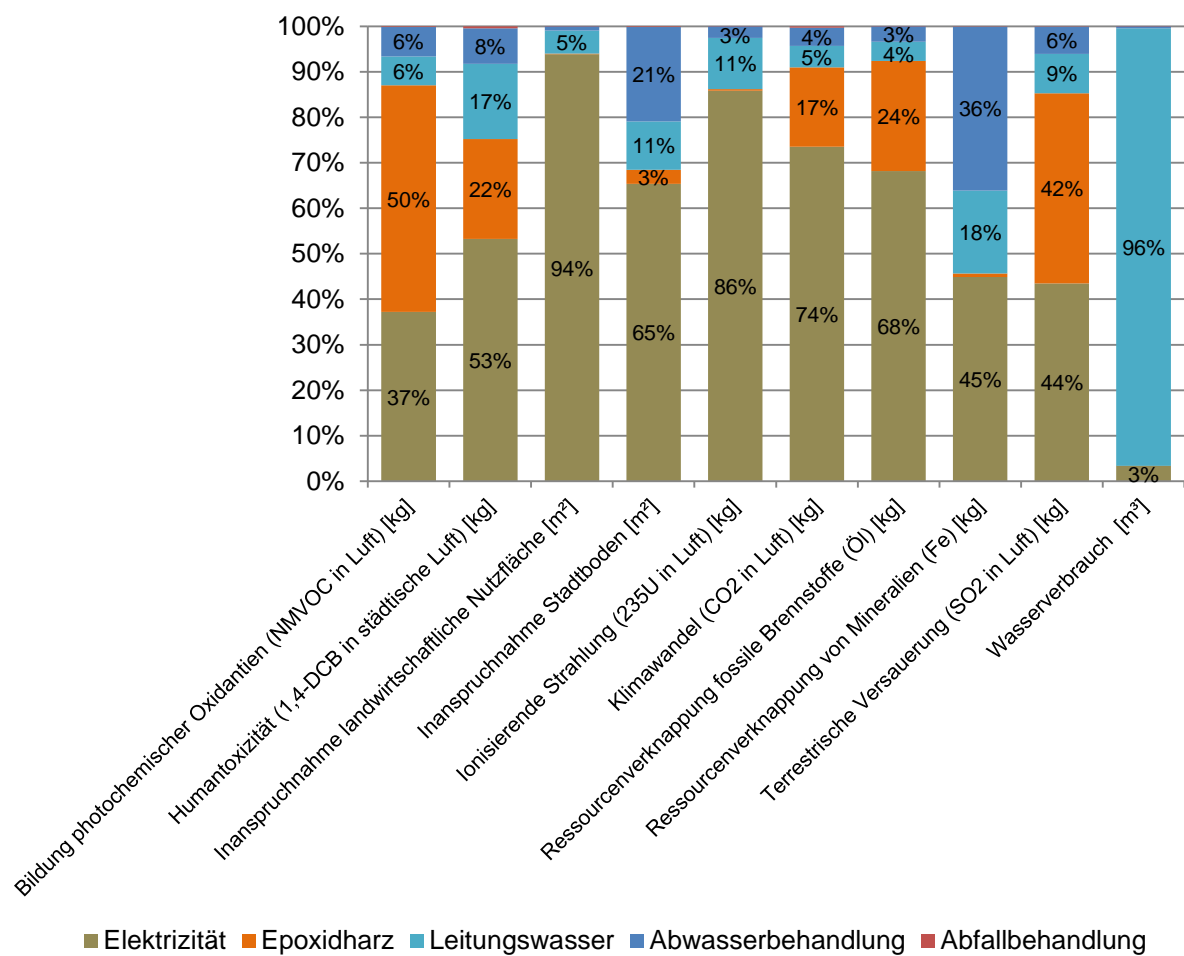


Abbildung 37: Wirkungsbewertung der Materialien und Ressourcen im Prozess Infusion

Tempering

In Abbildung 38 ist die Wirkungsbewertung der verwendeten Materialien und Ressourcen des Prozesses Tempering dargestellt. Bei nahezu allen Kategorien ist der Anteil der elektrischen Energie am größten (insgesamt 158 kWh). Die Anteile an den meisten Wirkungskategorien betragen hierbei ca. 48 % bis 95 %. Die Anteile des Leitungswasserverbrauchs sowie die der daraus resultierenden Abwasserbehandlung reichen von ca. 9 % bis 53 %. Eine Ausnahme stellen, wie auch bei der Infusion, die Wirkungskategorien Wasserverbrauch sowie die Ressourcenverknappung von Mineralien dar. Der Wasserverbrauch für die Nutzung der elektrischen Energie ist im Gegensatz zum Leitungswasserverbrauch sehr gering.

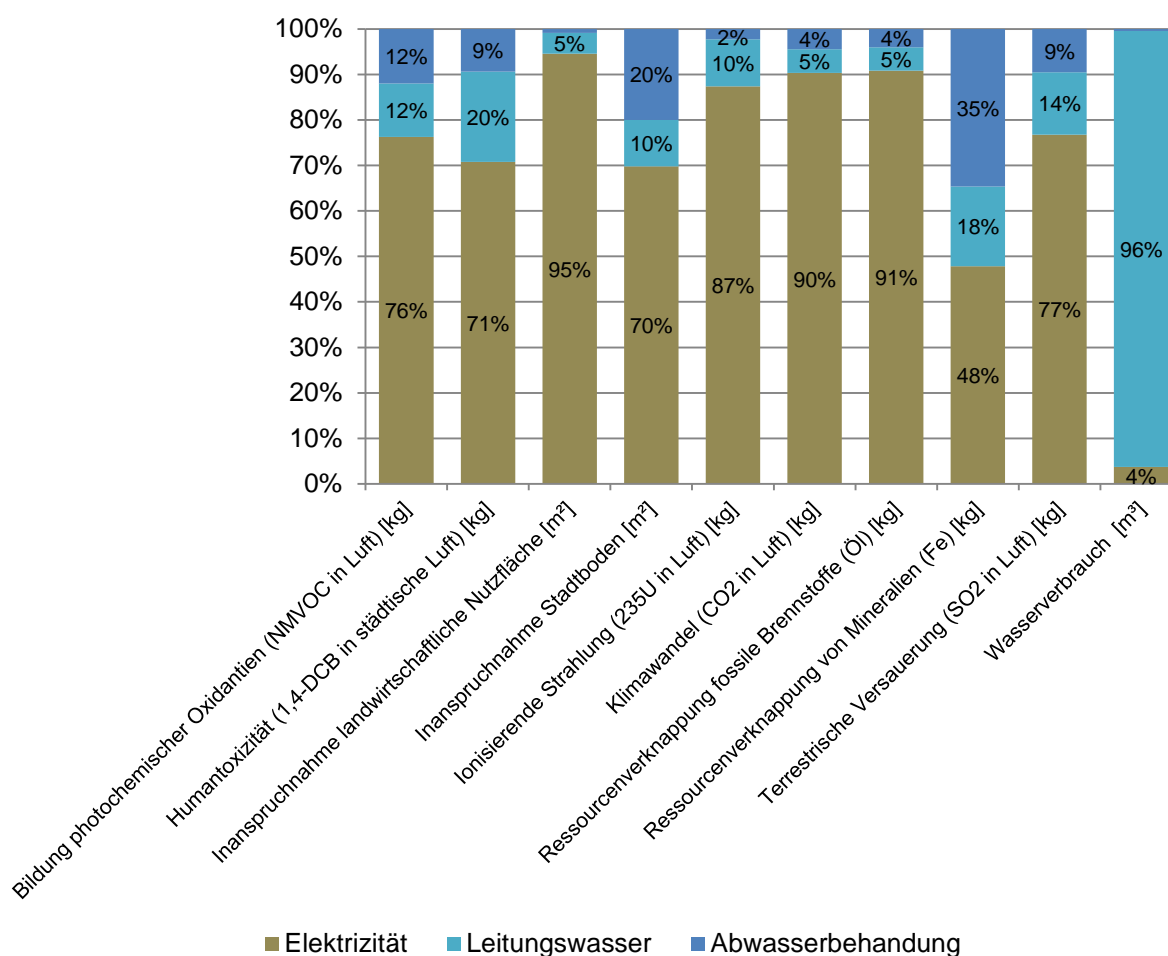


Abbildung 38: Wirkungsbewertung der Materialien und Ressourcen im Prozess Tempering

Produkt-Output bzw. Non-Produkt-Output

Die Umweltwirkungen der einzelnen Prozesse können darüber hinaus dem Produkt-Output (CFK-Flügelrippen) und dem Non-Produkt-Output (Material- und Energieverluste) zugeordnet werden. Diese Verteilung der Umweltwirkungen auf den Produkt-Output und Non-Produkt-Output ist in Abbildung 39 exemplarisch für die Wirkungskategorie Klimawandel anhand des CO₂-Äquivalents dargestellt.

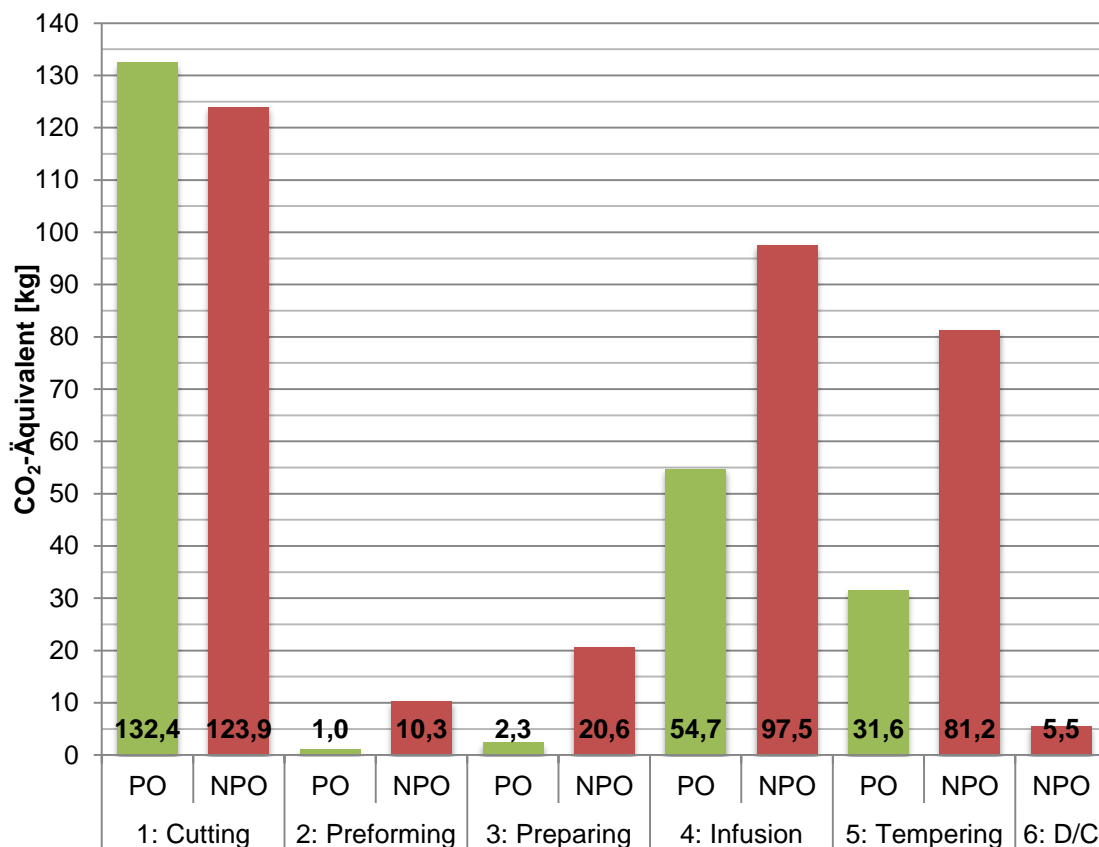


Abbildung 39: CO₂-Äquivalent der Prozesse aufgeteilt nach Produkt-Output (PO) und Non-Produkt-Output (NPO)

Das CO₂-Äquivalent von 561 kg für den gesamten Herstellungsprozess teilt sich dabei in 222 kg Produkt-Output und 339 kg Non-Produkt-Output. Außer im Prozess Cutting sind die CO₂-Äquivalente der Non-Produkt-Outputs wesentlich höher als die der Produkt-Outputs. Die CO₂-Äquivalente des Gesamtprozesses resultieren vor allem aus den Prozessen Cutting, Infusion und Tempering, wobei der Prozess Cutting die höchsten Werte aufweist. Das CO₂-Äquivalent der Non-Produkt-Outputs im Prozess Cutting ergibt sich dabei zu ca. 91 % aus dem Verschnitt des Fasermaterials. Da in diesem Prozess ein noch größerer Teil des Fasermaterials in Form von Zuschnitten in die Herstellung der CFK-Flügelrippen einfließt, entfallen hier jedoch noch mehr CO₂-Äquivalente auf den Produkt-Output. In den Prozessen Preforming und Preparing sind die CO₂-Äquivalente nahezu vollständig den Non-Produkt-Outputs zugeordnet, da hier der Produkt-Output nur den wertschöpfenden Anteil der elektri-

schen Energie umfasst. Das CO₂-Äquivalent des Produkt-Outputs der Infusion von 54,7 kg resultiert aus der in den Bauteilen gebunden Harzmenge (20,4 kg) und zu einem Anteil von ca. 31 % aus der Nutzung der elektrischen Energie (34,3 kg). Der Non-Produkt-Output der Infusion von 97,5 kg resultiert hauptsächlich aus der Verwendung elektrischer Energie (ca. 79 %) während der Haltephase nach der Infusion. Im Prozess Tempering resultiert das CO₂-Äquivalent zu ca. 90 % aus der Nutzung von elektrischer Energie für den Autoklaven. Hier sind für das CO₂-Äquivalent für den Produkt-Output vor allem die Aufheizphasen des Autoklaven maßgebend. Der Non-Produkt-Output resultiert aus den Halte- und Abkühlphasen des Autoklaven sowie dem Leitungswasserverbrauch und der Abwasserbehandlung.

4.5 Materialflusskostenrechnung zur Ermittlung der Produktionskosten

Die Materialflusskostenrechnung erhebt die Kostenarten der Material-, Energie-, System- und Abfallmanagementkosten und verteilt diese mit Hilfe von Allokationsfaktoren auf Basis von Material- und Energieverlusten auf die Produkt-Outputs und Non-Produkt-Outputs. Die Zusammenstellung der Ergebnisse der Materialflusskostenrechnung für alle Prozesse ist in Anlage I aufgeführt. In Abbildung 40 sind die Ergebnisse der Materialflusskostenrechnung hinsichtlich der Anteile der Kostenarten an den Gesamtkosten und dem Produkt-Output bzw. Non-Produkt-Output für die Herstellung von zwei CFK-Flügelrippen dargestellt.

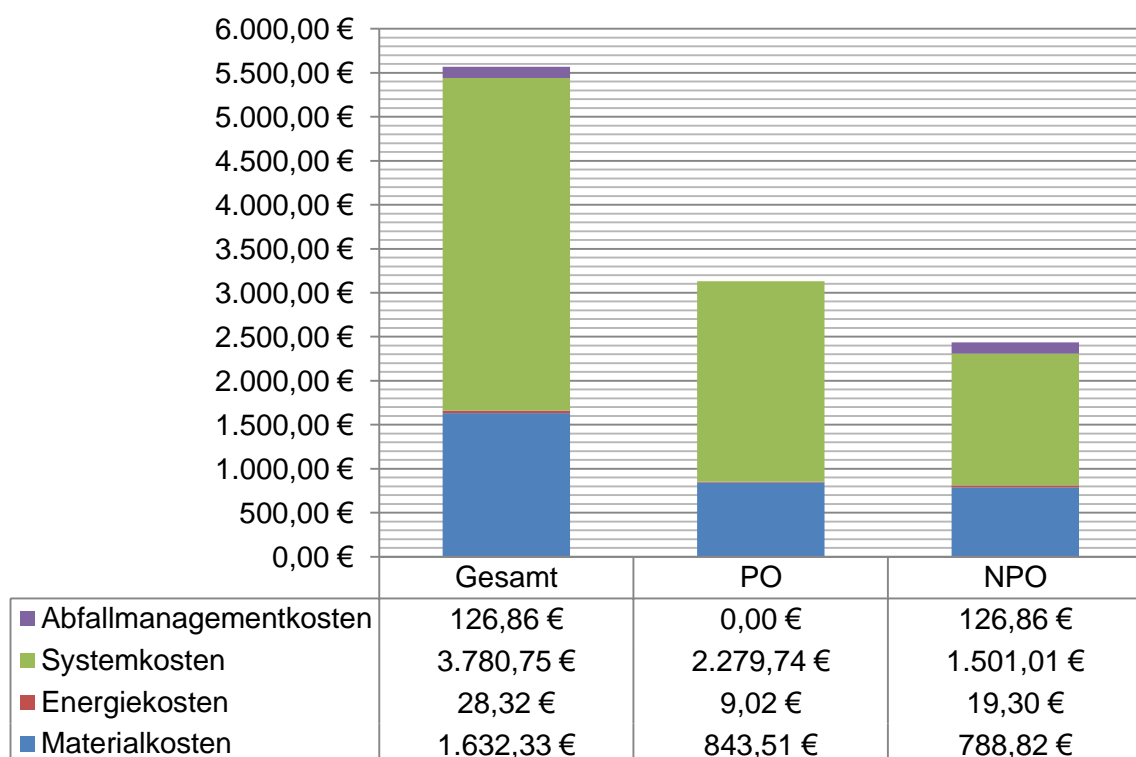


Abbildung 40: Gesamtkosten und Materialflusskosten von Produkt-Output (PO) und Non-Produkt-Output (NPO)

Die Gesamtkosten der Herstellung der zwei CFK-Flügelrippen betragen 5.568,26 €. Diese teilen sich überwiegend auf die Material- und Systemkosten auf, wobei die Systemkosten mit ca. 68 % den größeren Anteil darstellen. Die gesamten Systemkosten von 3.780,75 € bestehen dabei zu ca. 67 % (2528,33 €) aus Lohnkosten und zu ca. 33 % (1252,42 €) aus Maschinenkosten. Die Gesamtherstellungskosten werden über die Allokationskoeffizienten innerhalb der einzelnen Prozesse auf die Produkt-Outputs und Non-Produkt-Outputs aufgeteilt. Hierbei entfällt ein Anteil von 56 % auf den Produkt-Output und ein Anteil von 44 % auf den Non-Produkt-Output. Die Verteilung der Systemkosten auf den Produkt-Output und den Non-Produkt-Output ist im Wesentlichen von der Masse der Materialverluste in den Prozessen abhängig und daher ähnlich wie die der Materialkosten. Die kumulierten Energiekosten

haben mit einem Anteil von 0,5 % und die Abfallmanagementkosten für die Abfall- und Abwasserbehandlung mit einem Anteil von ca. 2 % einen sehr geringen Anteil an den Gesamtkosten. Die Summe der Materialkosten des Produkt-Outputs von 843,51 € resultiert aus den Kosten des Fasermaterials und des Epoxidharzes, welche im Bauteil verbleiben. Auch hier hat die Kohlenstofffaser mit einem Anteil von ca. 22 % den größten Anteil an den Materialkosten des Produkt-Outputs. Die Materialkosten für den Non-Produkt-Output resultieren aus den Abfällen der einzelnen Prozesse.

Abbildung 41 zeigt die Materialflusskosten der einzelnen Prozesse zur Herstellung der CFK-Flügelrippen sowie deren Verteilung auf den Produkt-Output und den Non-Produkt-Output. Hierbei wird deutlich, dass sich die Energiekosten von insgesamt 28,32 € mehrheitlich dem Non-Produkt-Output der Prozesse Infusion und Tempering (Anteil von ca. 65 % an den gesamten Energiekosten) zuordnen lassen. Gleiches gilt für die Abfallmanagementkosten, welche zu ca. 69 % durch die Abwasserkosten in den Prozessen Infusion und Tempering verursacht werden.

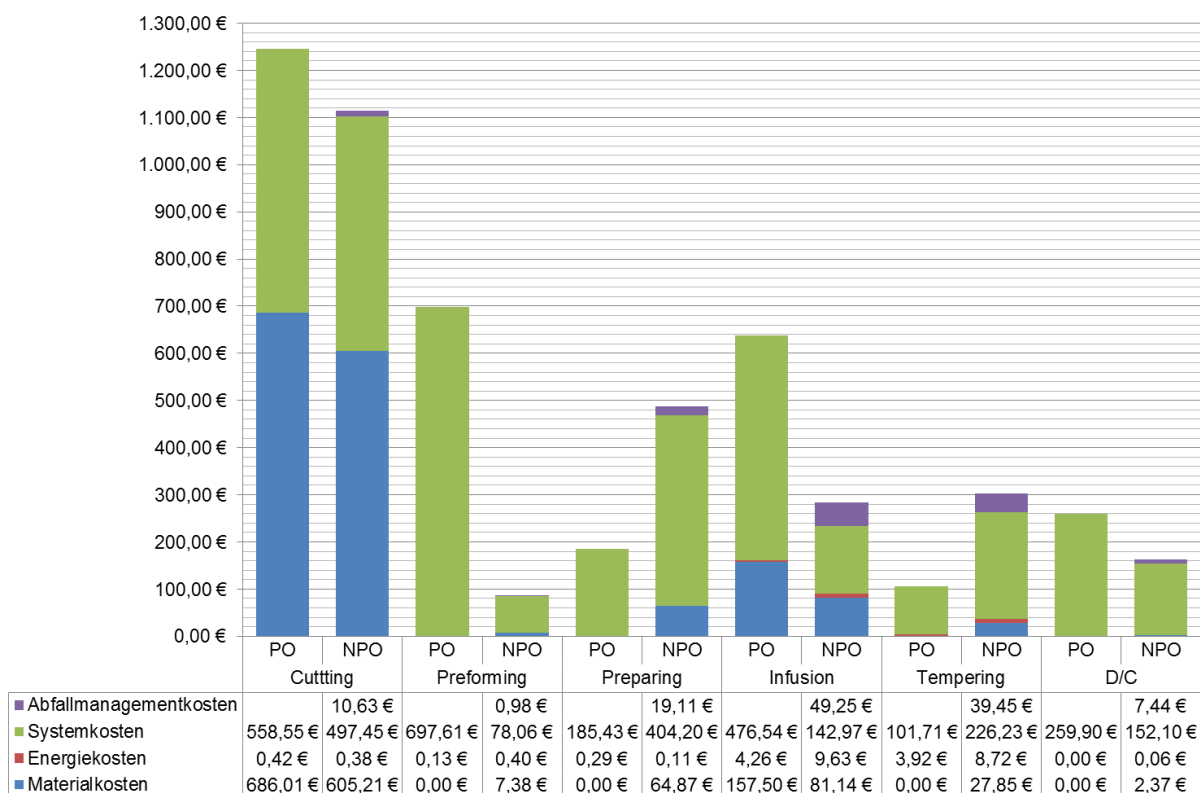


Abbildung 41: Materialflusskosten der Prozesse und Kostenarten der MFKR

Im Prozess Cutting entstehen von allen betrachteten Prozessen die höchsten Kosten, wobei hier der höchste Anteil an Materialkosten anfällt. Diese Materialkosten bestehen zu 99,7 % (1286,93 €) aus den Kosten für das Fasermaterial. Ihre Verteilung auf den Non-Produkt-Output ergibt sich aus dem Abfall des Fasermaterials von 50 % (bi-Diagonal) bzw. 44 % von (triaxial). Die Systemkosten im Prozess Cutting von insgesamt 1038,00 € resultieren aus Maschinenkosten von 546 € und Lohnkosten von 492 €. Im Prozess Preforming ergeben

sich die Kosten fast ausschließlich aus Systemkosten, welche sich mehrheitlich auf die Lohnkosten und im weiteren auf den Produkt-Output verteilen, da die Masse der Materialverluste bzw. Abfälle im Vergleich zum Produkt-Output gering ist. Im Prozess Preparing werden die gesamten Materialkosten auf den Non-Produkt-Output verteilt, da alle verwendeten Materialien nach ihrem Gebrauch als Abfall anfallen. Für diese Materialien fallen Entsorgungs- bzw. Abfallmanagementkosten an. Die Systemkosten bestehen zu ca. 97 % aus den Lohnkosten und werden über das Verhältnis der Masse des Fasermaterials zu den Abfällen auf Produkt-Output bzw. Non-Produkt-Output verteilt. Die überwiegenden Kosten des Prozesses Infusion bilden die Systemkosten, welche sich aus 373,52 € Maschinenkosten und 246,00 € Lohnkosten zusammensetzen. Die Verteilung dieser Kosten ist durch den Materialverlust des Epoxidharzes bedingt. Die Materialkosten der Infusion von insgesamt 238,64 € bestehen zu ca. 86 % aus den Kosten für das Epoxidharz. Die Kosten im Prozess Tempering von 407,86 € sind überwiegend auf die Maschinenkosten des Autoklaven von 286,94 € zurückzuführen. Die Verteilung der Systemkosten auf den Non-Produkt-Output ist hier durch die Allokation über den Energieverbrauch in den Haltephasen bestimmt. Das Demolding/Cleaning ist durch den hohen Einsatz von personeller Arbeitszeit mit Lohnkosten in Höhe von 410,00 € gekennzeichnet.

4.6 Ökonomische Bewertung der Umweltwirkungen und integrierte Umweltkostenrechnung

Für die Zusammenführung der ökologischen und ökonomischen Betrachtung des Produktionsprozesses werden die Umweltwirkungen aus der Ökobilanz in monetäre Einheiten umgerechnet. Hierfür werden die marginalen Schadenskosten der beiden in Kapitel 3 vorgestellten Ansätze zur ökonomischen Bewertung von Umweltwirkungen genutzt, wobei die Schadenskosten von EPS aus einer Literaturquelle (Steen 1999b, S. 15) und die Werte für CASES aus dem zugehörigen Excel-Tool entnommen werden. Die Ergebnisse der ökonomischen Bewertung der Umweltwirkungen sind in Tabelle 11 dargestellt. Hier sind die Emissionen und deren aus der Sachbilanz ermittelten Massen aufgelistet, welche die Einträge in die natürliche Umwelt darstellen. Jeder Emission sind die marginalen Schadenskosten auf Basis der beiden Ansätze zugeordnet. CASES trennt diese in Treibhausgase (GHG) und weitere in Luft abgegebene Emissionen mit Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit. Um die durch den Herstellungsprozess verursachten Emissionen ökonomisch zu bewerten, werden diese mit den marginalen Schadenskosten multipliziert. So werden für jede Emission die Schadenskosten bzw. externen Kosten in Euro bestimmt. Die Bestimmung der Schadenskosten für die Emission von Radionukliden auf Basis von CASES ist aus Gründen der Darstellbarkeit in Anlage F aufgeführt.

Tabelle 11: Externe Kosten der Emissionen (EPS aus Steen 1999b, S. 15)

Emissionen		Sachbilanz [kg]	Marginale Schadenskosten			Schadenskosten	
			EPS [€/kg]	CASES [€/kg]		EPS [€]	CASES [€]
				GHG	Emissionen in Luft (menschliche Gesundheit)		
Schwefeldioxid	SO ₂	0,64	3,27		14,15	2,09	9,06
Stickstoffoxide	NO _x	0,84	2,13		16,92	1,80	14,29
Distickstoffmonoxid	N ₂ O	0,03	38,30	14,84		1,04	0,40
Feinstaub der Partikelgröße bis PM 2,5	PM _{2,5}	0,07			53,35		3,81
Feinstaub der Partikelgröße PM 2,5 bis 10	PM ₁₀	0,06	36		2,77	2,07	0,16
Cadmium	Cd	0,00003	10,2		115,24	0,0003	0,003
Blei	Pb	0,0003	2.910		378,88	0,76	0,10
Methan	CH ₄	1,28	2,72	0,331		3,49	0,42
Kohlenstoffdioxid	CO ₂	566,85	0,108	0,009		61,22	5,24
Kohlenstoffmonoxid	CO	0,42	0,331			0,14	
Flüchtige organische Verbindungen	VOC	1,42	2,14			3,05	
Flüchtige organische Verbindungen (ohne Methan)	NM VOC	0,16			0,85		0,13
Dioxine	-	9E-11			48.454.818		0,005
Schwefelhexafluorid	SF ₆	0,00005		0,714			0,00003
Ammoniak	NH ₃	0,02	2,9		19,64	0,05	0,31
Arsen	As	0,00009	95,3		735,38	0,008	0,06
Nickel	Ni	0,0002			3,91		0,0008
Quecksilber	Hg	0,00001	61,4		10476,72	0,0008	0,14
Chrom	Cr	0,0001	20		24,42	0,003	0,003
Chrom(VI)-oxid	Cr-VI	0,000007			122,12		0,0009
Formaldehyde	CH ₂ O	0,001	6,47		0,26	0,008	0,0003
Radionuklide	-						0,005
Summe						75,73 €	34,16 €

Die Gesamtsumme der Schadenskosten nach dem Ansatz „Environmental Priority Strategy in Produkt Design“ (EPS) betragen 75,73 € und die Schadenskosten nach „Cost Assessment of Sustainable Energy Systems“ (CASES) 34,16 €. Zu diesen Werten können jeweils die mit Hilfe der Materialflusskostenrechnung ermittelten Kosten addiert werden. Die unterschiedlichen Ergebnisse der Schadenskosten bzw. externen Kosten sind zum Teil durch die fehlende Diskontierung bei EPS, vielmehr jedoch durch die unterschiedlichen marginalen Kosten für die Emissionen begründet. Bei einer Diskontierung werden die marginalen Schadenskosten auf das Jahr in dem die Emissionen verursacht werden abgezinst und führen somit zu einer Abnahme der Schadenskosten je weiter die Emissionen in der Zukunft liegen. Die unterschiedlichen marginalen Schadenskosten zeigen sich beispielsweise sehr deutlich bei Kohlenstoffdioxid. Hier übersteigen die marginalen Schadenskosten nach EPS die von CASES um das Zwölfwache.

Das Ergebnis der integrierten Umweltkostenrechnung ist in Tabelle 12 darstellt. Für die Berechnung der Gesamtkosten werden die Ergebnisse aus der ökonomischen Bewertung der

Umweltwirkungen (externe Kosten) zu den Kosten aus der Materialflussskostenrechnung addiert.

Tabelle 12: Ergebnis der integrierten Umweltkostenrechnung

	EPS	CASES
Externe Kosten	75,72 € (1,3 % der Gesamtkosten)	34,16€ (0,6 % der Gesamtkosten)
Materialflussskostenrechnung	5.568,26 €	
Gesamtkosten	5643,98 €	5602,42 €

Hier zeigt sich, dass die externen Kosten im Vergleich zu den Kosten aus der Materialflussskostenrechnung sehr gering sind. Die mit EPS ermittelten externen Kosten haben einen Anteil von 1,3 % und die mit CASES einen ermittelten Anteil von 0,6 % an den Gesamtkosten.

5 Interpretation der ökologischen und ökonomischen Bewertung

In diesem Kapitel werden die Erkenntnisse und Schlussfolgerungen aus den in Kapitel 4 dargestellten Ergebnissen sowie Möglichkeiten zur Optimierung des Fertigungsprozesses erläutert.

5.1 Interpretation der Ergebnisse der Ökobilanz

Die Ergebnisse der Ökobilanz in Abschnitt 4.4 zeigen, dass die Umweltwirkungen zum größten Teil in den Prozessen Cutting, Infusion und Tempering verursacht werden. Preparing gehört grundsätzlich nicht zu den Hauptverursachern der Umweltwirkungen, jedoch hat dieser Prozess in den Wirkungskategorien Ressourcenverknappung von Mineralien (ca. 35 %) und der Humantoxizität (ca. 25 %) signifikante Anteile. Dies ist auf die Verwendung des Kupferrohrs zurückzuführen, für dessen Gewinnung Erz abgebaut und aus diesem über einen Veredlungsprozess reines Kupfer gewonnen wird. Die Prozesse Preforming, Preparing und Demolding/Cleaning haben nur geringe Anteile innerhalb der Wirkungskategorien. Gründe hierfür sind, dass in diesen Prozessen verhältnismäßig wenig Hilfsmaterialien und elektrische Energie eingesetzt werden, sodass die Sachbilanzergebnisse gering ausfallen. Außerdem werden keine Materialien mit hohen Umweltwirkungen verwendet.

Im Prozess Cutting ist der Hauptverursacher der hohen Anteile in den Wirkungskategorien der Verbrauch der Kohlenstofffasern. Diese erzeugen durch ihren energieintensiven und auf fossilen Rohstoffen basierenden Herstellungsprozess (siehe Abschnitt 4.3.1) in hohem Maße Umweltwirkungen. Das für den Cutter verwendete Papier hat in den Kategorien Humantoxizität, Inanspruchnahme von landwirtschaftlicher Nutzfläche und Inanspruchnahme von Stadtboden signifikante Anteile. Dies ist auf den Herstellungsprozess des Papiers (Einsatz von Chemikalien) sowie die Verwendung des Rohstoffs Holz, für dessen Erzeugung landwirtschaftliche Fläche benötigt wird, zurückzuführen. Die für den Prozess Cutting benötigte Energie erzeugt relevante Anteile in den Wirkungskategorien Inanspruchnahme von Stadtboden und Ressourcenverknappung von Mineralien. Hier ist jedoch der Anteil des Prozesses Cutting im Vergleich zu den anderen Prozessen gering, sodass die Nutzung der elektrischen Energie für den Cutter insgesamt nur einen geringen Einfluss auf die Wirkungskategorien hat.

Bei den Prozessen Infusion und Tempering ist der Energieverbrauch des Autoklaven der wesentliche Treiber der Umweltwirkungen. Die den Prozessen nachgeschaltete Abwasserbehandlung verursacht durch den Platzbedarf von Kläranlagen einen Anteil von ca. 20 % für die Inanspruchnahme von Stadtboden. Der hohe Anteil durch die Abwasserbehandlung an der Wirkungskategorie Ressourcenverknappung von Mineralien von ca. 35 % ist vermutlich auf das Ausfällen von Schadstoffen in der Kläranlage mit Hilfe von Fällungsmitteln wie zum Beispiel Eisenverbindungen oder Aluminiumsalzen zurückzuführen. Das bei der Infusion

verwendete Epoxidharz ist vor allem für die Bildung von photochemischen Oxidantien und der terrestrischen Versauerung von großer Bedeutung und hat zudem signifikante Beiträge bei der Humantoxizität, dem Klimawandel und der Ressourcenverknappung fossiler Brennstoffe. Vor allem letzteres ist auf die Herstellung von Epoxidharzen aus Erdöl und -gas zurückzuführen. Im Prozess Tempering ist der Anteil der elektrischen Energie an den Wirkungskategorien am größten. Dieser reicht von ca. 50 % bis 90 % und wird durch die Nutzung des Autoklaven während der gesamten Prozessdauer verursacht.

Die Aufteilung der CO₂-Äquivalente auf die Produkt-Outputs bzw. Non-Produkt-Outputs zeigt, dass im Prozess Cutting das Verhältnis zwischen Produkt-Output und Non-Produkt-Output nahezu ausgeglichen ist. Die Verteilung entspricht annähernd dem Verhältnis zwischen dem genutzten Fasermaterial und den Faserabfällen. In allen anderen Prozessen sind die CO₂-Äquivalente der Non-Produkt-Outputs wesentlich höher als die der Produkt-Outputs. Hier fließt ein wesentlicher Teil der genutzten Energie in den Non-Produkt-Output, wie zum Beispiel bei den Haltephasen des Autoklaven während der Infusion und des Temperings.

5.2 Interpretation der Ergebnisse der Materialflusskostenrechnung

Die Gesamtkosten zur Herstellung der beiden CFK-Flügelrippen teilen sich fast ausschließlich auf die Material- und Systemkosten auf. Die Energie- und Entsorgungskosten haben mit einem Anteil von ca. 0,5 % bzw. 2 % nur einen sehr geringen Einfluss auf die Gesamtkosten. Der hohe Anteil an Systemkosten ist im Wesentlichen auf die Lohnkosten mit einem Anteil von ca. 67 % zurückzuführen. Dies ist im personalintensiven Herstellungsprozess begründet, indem beispielsweise das Fasermaterial von Hand abgelegt und ein Vakuumaufbau händisch angefertigt wird. Neben den Systemkosten treten hohe Materialkosten (Anteil ca. 29 %) auf. Der Großteil dieser Materialkosten wird bereits im Prozess Cutting durch die Kosten für das Fasermaterial verursacht. Dies ist durch die Kosten für das bi-diagonale Fasermaterial von 45,03 €/m² und das triaxiale Fasermaterial von 61,98 €/m² bedingt. Einen weiteren Beitrag an den Materialkosten stellen die Kosten für das Epoxidharz mit 52,50 €/kg im Prozess Infusion dar. Die hauptsächlichen Kostentreiber des Herstellungsprozesses der beiden CFK-Flügelrippen stellen jedoch die Materialkosten für das Fasermaterial sowie die Lohnkosten dar.

Die Aufteilung der Gesamtkosten auf den Produkt-Output und den Non-Produkt-Output zeigt, dass die Kosten für Material- und Energieverluste (Non-Produkt-Outputs) ca. 42 % der gesamten Kosten ausmachen. Die Kosten des Non-Produkt-Outputs tragen nicht direkt zur Wertschöpfung der CFK-Flügelrippen bei. Daher besteht hier ein großes Potenzial zur Kostenreduktion, indem zum Beispiel der Anteil des Faserverschnitts oder der Verbrauch elektrischer Energie gesenkt wird.

Die Verteilung der Systemkosten auf die Prozesse und auf die Produkt-Outputs bzw. Non-Produkt-Outputs ist sehr uneinheitlich. Hohe Systemkosten und eine Konzentration der Kosten auf den Produkt-Output sind beispielweise im Preforming vorhanden. Gründe hierfür sind die eingesetzte Arbeitszeit und die geringen Materialverluste. Im Gegensatz dazu sind die Systemkosten des Prozesses Tempering deutlich geringer und auf den Non-Produkt-Output verteilt. Dies ist durch einen kleinen Anteil an Personalkosten und die hohen Energieverluste bedingt. Die Energiekosten resultieren aus dem Energieverbrauch des Autoklaven für die Prozesse Infusion und Tempering. Die Abfallmanagementkosten fallen überwiegend für das für den Betrieb des Autoklaven benötigte Abwasser an und betragen ca. 69 % der gesamten Abfallmanagementkosten.

Mit Hilfe der in 2.3 vorgestellten Formel 3 kann zum Beispiel eine Bewertung der Ökoeffizienz im Rahmen der Materialflusskostenrechnung erfolgen. Dafür wird, wie in Formel 7 dargestellt, der Non-Produkt-Output ins Verhältnis zum Produkt-Output gesetzt und so ein Kennwert ermittelt, der die Material- und Energieeffizienz der Prozesse beschreibt. Je niedriger dieser Kennwert ist, desto besser werden die Inputs eines Prozesses in die Produkte bzw. das Produkt umgewandelt. So kann dieser Wert für die Ökoeffizienz Hinweise auf die Ausnutzung der eingesetzten Materialien und Energie von Prozessen liefern. Eine Ermittlung der Effizienz hinsichtlich der Umweltwirkungen erfolgt dabei jedoch nicht, sondern müsste für die jeweiligen Wirkungskategorien gesondert durchgeführt werden.

$$\text{Ökoeffizienz} = \frac{\text{Non - Produkt - Output (NPO)}}{\text{Produkt - Output (PO)}} \quad (7)$$

In Tabelle 13 sind die nach Formel 7 ermittelten Ergebnisse der Ökoeffizienz für die einzelnen Prozesse und den Gesamtprozess dargestellt. Zudem sind die Kosten den Produkt-Outputs und Non-Produkt-Outputs der einzelnen Prozesse sowie der Anteil der Kosten der Prozesse an den Gesamtkosten angegeben. Über die Multiplikation des Ökoeffizienzkennwertes mit dem Anteil der Kosten des Prozesses an den Gesamtkosten wird eine Gewichtung der Ökoeffizienz vorgenommen. Über diesen Wert können Prozesse identifiziert werden in denen ein hohes Kostensenkungspotenzial besteht. Dies ist bei Prozessen mit einem hohen Wert zutreffend, da diese einen schlechten Wert hinsichtlich der ermittelten Ökoeffizienz aufweisen und zudem einen großen Anteil an den Gesamtkosten beitragen. Hier hätten Maßnahmen zur Verringerung von Material- und Energieverlusten daher einen besonders großen Einfluss auf die Kosten des Gesamtprozesses.

Tabelle 13: Ökoeffizienz der Prozesse auf Basis der Materialflusskostenrechnung

	Cutting	Preforming	Preparing	Infusion	Tempering	Demolding/ Cleaning	Gesamt
PO	1244,98 €	697,74 €	185,72 €	638,31 €	105,62 €	259,90 €	3132,16 €
NPO	1113,76 €	86,83 €	488,30 €	282,99 €	302,25 €	161,97 €	2436,01 €
Ökoeffizienz	0,89	0,12	2,63	0,44	2,86	0,62	0,78
Anteil an den Gesamtkosten	42 %	14 %	12 %	17 %	7 %	8 %	100 %
Gewichtung der Ökoeffizienz	0,38	0,02	0,32	0,07	0,21	0,05	-

Für den Gesamtprozess der Herstellung von zwei CFK-Flügelrippen ergibt sich, wie in Tabelle 13 dargestellt, eine Ökoeffizienz von 0,78. Die einzelnen Prozesse weisen je nach Verhältnis von Produkt-Output zu Non-Produkt-Output unterschiedliche Werte für die Ökoeffizienz auf. Den niedrigsten und damit besten Wert hat dabei der Prozess Preforming, da hier die Kosten der Material- und Energieverluste sehr gering sind. Das Tempering hingegen weist den höchsten und damit schlechtesten Wert auf. Hier sind die Kosten der Materialverluste in Form von Abwasser und die Energieverluste durch den Autoklaven im Verhältnis zu den Produkt-Outputs sehr hoch. Der sehr materialintensive Prozess des Cuttings weist mit einer Ökoeffizienz von 0,89 einen Wert unterhalb des Durchschnittes des Gesamtprozesses auf. In diesem Prozess fallen zwar viele Abfälle an, es werden aber auch entsprechend hohe Produkt-Outputs erzeugt. Im Allgemeinen der ermittelte Kennwert der Ökoeffizienz dazu dienen, ineffiziente Prozesse zu identifizieren. Da aber das Verhältnis von Produkt-Output zu Non-Produkt-Output stark vom jeweiligen Prozess und dessen Betrachtungsrahmen abhängt, sollte dies in der Untersuchung berücksichtigt werden. Ein direkter Vergleich der Ökoeffizienz von einzelnen Prozessen ist daher schwierig. Hier wäre eine Betrachtung des Gesamtprozesses und ein Vergleich mit anderen Herstellungsverfahren bzw. Prozessvarianten für die Herstellung von CFK-Flügelrippen sinnvoll. Die gewichteten Werte der Ökoeffizienz zeigen, dass eine Optimierung der Prozesse Cutting, Preparing und Tempering besonders lohnenswert ist. Hier weist eine Reduzierung der Non-Produkt-Outputs wesentlich höhere Kostensenkungspotenziale auf als eine Reduzierung in anderen Prozessen.

Die Betrachtung der Gesamtkosten zur Herstellung der CFK-Flügelrippen zeigt, dass die Energiekosten mit 2 % der Gesamtkosten nur einen geringen Anteil an diesen aufweisen. Bei der Betrachtung der Wirkungskategorie Klimawandel zeigt sich jedoch, dass gerade in den Prozessen Infusion und Tempering, welche wesentliche Beiträge am Gesamtprozess aufweisen, der Anteil der Umweltwirkungen, die durch die Nutzung der elektrischen Energie entstehen, sehr hoch ist. Dieses Beispiel verdeutlicht, dass es keinen direkten Zusammenhang zwischen den mit Hilfe der Materialflusskostenrechnung ermittelten Kosten und den Umweltwirkungen einer Ressource in den jeweiligen Wirkungskategorien gibt. Hier könnte für jede Wirkungskategorie ein Kennwert gebildet werden. Beispielsweise könnte, wie in

Formel 8 dargestellt, die Ökoeffizienz aus dem Verhältnis zwischen den CO₂-Äquivalenten und den Gesamtkosten bestimmt werden.

$$\text{Ökoeffizienz} = \frac{\text{CO}_2 - \text{Äquivalent}}{\text{Gesamtkosten}} \quad (8)$$

5.3 Interpretation der Ergebnisse der integrierten Umweltkostenrechnung

Die Ermittlung der externen Kosten zeigt, dass ihre Höhe vom gewählten Ansatz für deren Bestimmung abhängig ist. Die externen Kosten nach EPS sind dabei mehr als doppelt so groß wie die nach CASES. Dies ist in der Verwendung von teilweise stark abweichenden marginalen Schadenskosten begründet, welche durch unterschiedliche Annahmen hinsichtlich der verursachten Schäden von Emissionen an der Umwelt und der menschlichen Gesundheit bedingt sind.

Das Ergebnis der integrierten Umweltkostenrechnung der Herstellung der CFK-Flügelrippen zeigt, dass die externen Kosten im Vergleich zu den Gesamtkosten sehr gering sind. Grund hierfür ist, dass die Kosten für die Herstellung der CFK-Flügelrippen durch die Material- und Lohnkosten sehr hoch sind. Bei kostengünstigeren Bauteilen mit ähnlich hohen Emissionen hätten die externen Kosten einen größeren Anteil. Daher könnte hier der absolute Wert der externen Kosten zum Vergleich mit alternativen Bauteilen herangezogen werden. Eine integrierte Betrachtung der internen und externen Kosten kann dennoch hilfreich sein, um das Verhältnis zwischen Herstellungskosten und dem monetären Schaden der Umweltwirkungen abschätzen zu können.

5.4 Maßnahmen zur Verringerung der Umweltwirkungen und Materialflusskosten

Um die Umweltwirkungen und Kosten der Prozesse zu senken, werden im Folgenden mögliche Maßnahmen und deren Auswirkungen beschrieben. Hierbei zeigt der Kennwert der gewichteten Ökoeffizienz in Tabelle 13, dass Effizienzsteigerungen vor allem in den Prozessen Cutting, Infusion und Tempering einen großen Einfluss auf die Effizienz des Gesamtprozesses haben. Im Folgenden werden daher Möglichkeiten zur Optimierung der Prozesse Cutting und Infusion beschrieben und deren Auswirkungen auf die Ergebnisse der Ökobilanz und Materialflusskostenrechnung dargestellt. Es werden keine Maßnahmen für den Prozess Tempering beschrieben. Hier könnte zum Beispiel das Autoklavprogramm optimiert oder ein Autoklav mit einem geringeren Energieverbrauch angeschafft werden.

5.4.1 Einfluss der Reduzierung des Fasermaterialverschnitts im Prozess Cutting

Der Verbrauch des Fasermaterials aus Kohlenstofffasern im Prozess Cutting ist wie bereits dargestellt ein wichtiger Treiber von Umweltwirkungen und Materialkosten. Daher wäre es sinnvoll, den Verbrauch bzw. den Materialverlust in diesem Prozess zu senken. In der Arbeit von *Riech* wurde bereits der Zuschnitt des Fasermaterials für die Herstellung der CFK-Flügelrippen optimiert, um so die Faserabfälle zu minimieren. Hierfür wurde für die Anordnung der Zuschnitte der einzelnen Faserlagen mit Hilfe einer Software ein möglichst verschnittarmes Layout erzeugt. So konnte der Abfall für das bi-diagonale und das triaxiale Fasermaterial von 6,3 m² bzw. 5,1 m² auf jeweils 3,5 m² gesenkt werden. Die insgesamt benötigte Fläche an Fasermaterial wurde mit jeweils 6,6 m² für beide Fasermaterialien angegeben (Riech 2015, S. 44 ff.). Für die nachfolgende Betrachtung wird der in Tabelle 5 angegebene Wert von 6,4 m² verwendet, da dieser innerhalb des Materialflussmodells hinterlegt ist und für alle darauf folgenden Prozesse genutzt wird. Insgesamt könnten so über einen optimierten Zuschnitt 2,1 kg bzw. 62,5 % der Kohlenstofffaserabfälle eingespart werden. Darüber hinaus wird angenommen, dass der zeitliche Aufwand für die Zuschnitte sich nicht ändert, da die gleichen Zuschnitte erzeugt werden. Aufgrund der Reduzierung des gesamten Verbrauchs des Fasermaterials um 20 % würde sich zugleich der Verbrauch des Papiers für den Cutter um 20 % reduzieren. Die Prozessdaten für den optimierten Prozess Cutting sind in Tabelle 14 dargestellt.

Tabelle 14: Prozessdaten für den optimierten Prozess Cutting

Material	Wert		
Carbon NCF Bi-Diagonal	Gesamt: 4 kg (9,9 m ²)	PO: 2,6 kg (6,4m ²)	NPO: 1,4 kg (3,5 m ²)
Carbon NCF Triaxial	Gesamt: 5,9 kg (9,9 m ²)	PO: 3,8 kg (6,4 m ²)	NPO: 2,1 kg (3,5 m ²)
Handschuhe	0,16 kg (6 Paar)		
Papier für Cutter	1,6 kg (19,8 m ²)		
Energie	Cutter: 10 kWh		
Personal	2 Personen: 3:00 h		
Maschinen	Cutter: 0:30 h		

Für die Darstellung des Einflusses der Reduktion des Faserabfalls auf die Umweltwirkungen wird die Wirkungskategorie Klimawandel bzw. das CO₂-Äquivalent gewählt. In dieser Kategorie entfällt auf die Nutzung der Kohlenstofffasern ein Anteil von ca. 25 % der CO₂-Äquivalente des gesamten Herstellungsprozesses. Im Prozess Cutting resultieren ca. 94 % der CO₂-Äquivalente aus dem Gebrauch des Fasermaterials. Die Änderungen der CO₂-Äquivalente bei der beschriebenen Reduzierung des Verschnitts sind in Abbildung 42 für den Produkt-Output und Non-Produkt-Output im Prozess Cutting dargestellt. Hier stellen die dunklen Balken die CO₂-Äquivalente bei einer Optimierung des Faserzuschnitts dar. Die

helleren Balken geben die Änderungen des CO₂-Äquivalents im Vergleich zum Ergebnis ohne verbesserten Zuschnitt an.

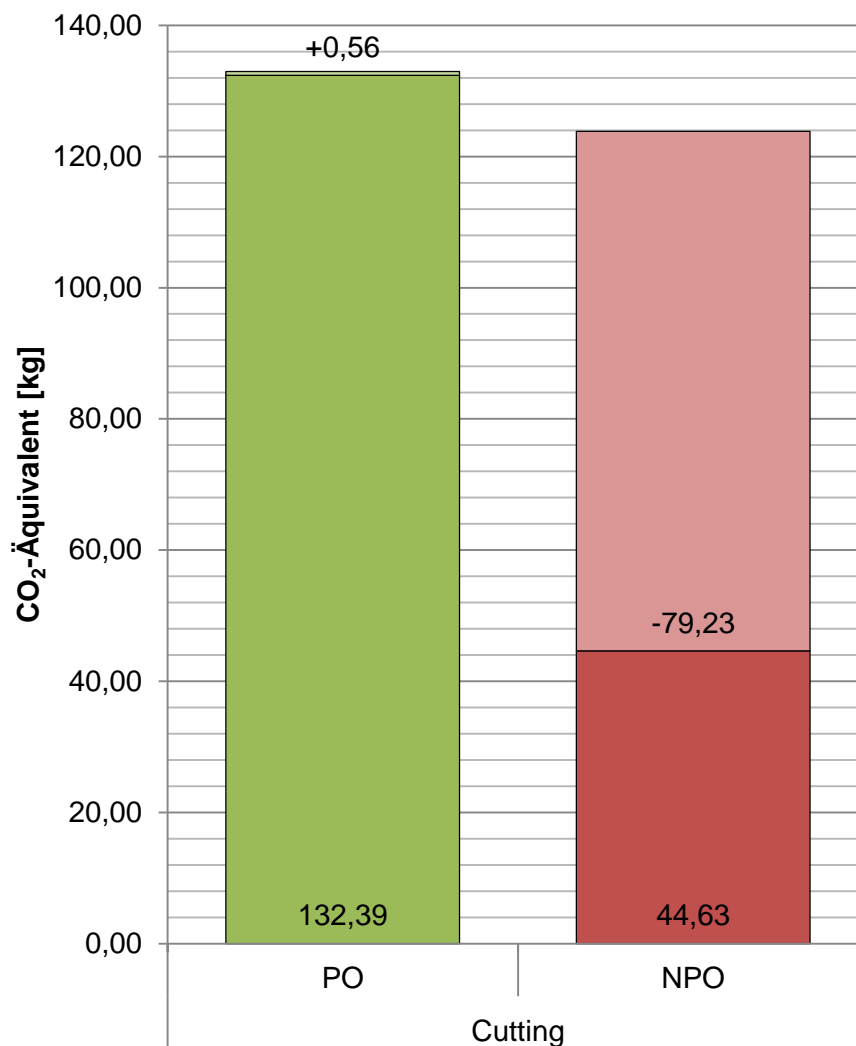


Abbildung 42: Änderungen der CO₂-Äquivalente im Prozess Cutting durch die Optimierung der Zuschnitte

Es zeigt sich, dass das CO₂-Äquivalent des Produkt-Outputs aufgrund der Änderung der Allokationskoeffizienten für die Verteilung der elektrischen Energie auf den Produkt-Output und Non-Produkt-Output geringfügig ansteigt. Das CO₂-Äquivalent des Produkt-Outputs wird durch eine Reduzierung des Verschnitts um 62,5 % von 123,86 kg auf 44,63 kg und somit um 64 % gesenkt. Eine Reduzierung der Faserabfälle im Prozess Cutting führt somit nahezu zu der gleichen prozentualen Reduzierung der CO₂-Äquivalente des Non-Produkt-Outputs in der Wirkungskategorie Klimawandel. In Bezug auf den Prozess Cutting könnten so die CO₂-Äquivalente um ca. 31 % reduziert werden. Darüber hinaus führt die Reduktion des Papierverbrauchs für den Cutter zu einer Senkung der Inanspruchnahme von landwirtschaftlicher Nutzfläche von 16,70 m² auf 13,58 m².

Die Auswirkungen der optimierten Zuschnitte hinsichtlich der Materialflusskostenrechnung sind in Abbildung 43 dargestellt.

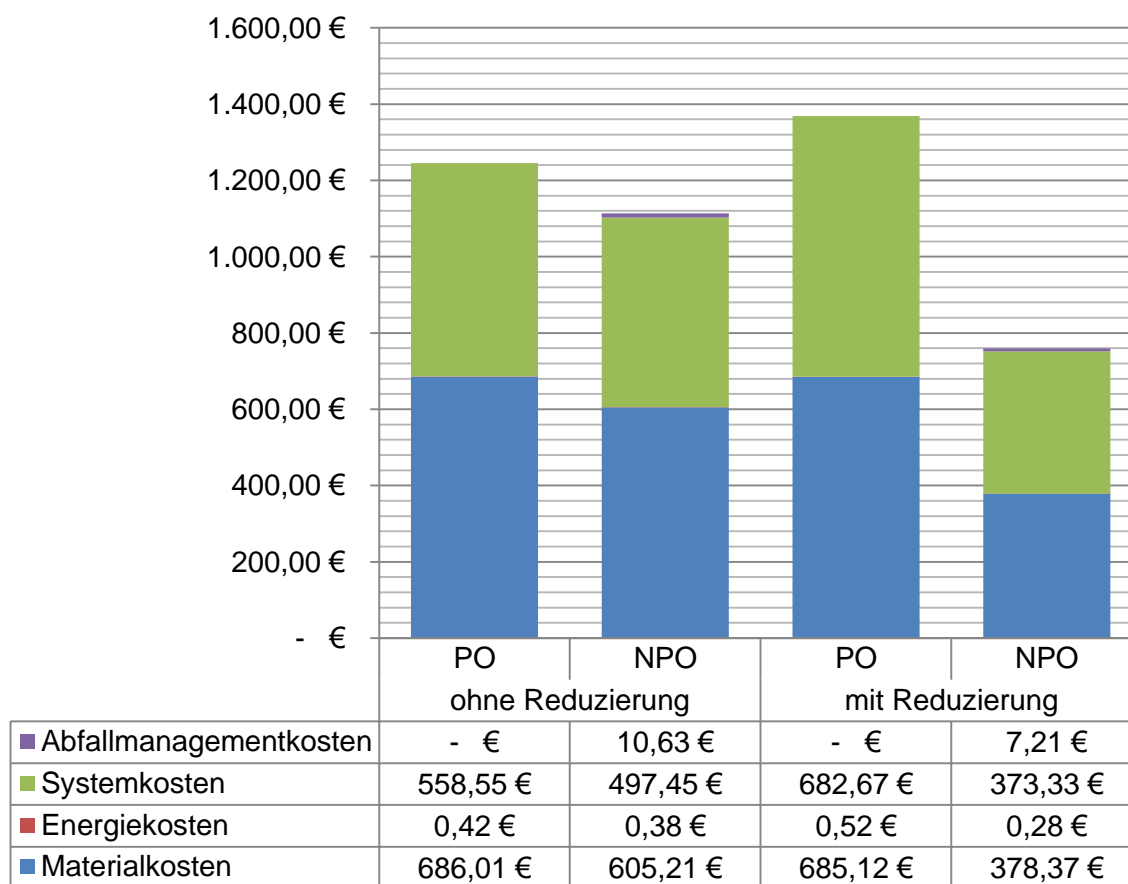


Abbildung 43: Materialflusskosten im Prozess Cutting mit und ohne Reduzierung des Fasermaterialverschnitts

Die Gesamtkosten des Prozesses Cutting verringern sich durch die Reduzierung der Faserabfälle um ca. 10 %. Hierbei verringern sich durch einen verminderten Einsatz von Fasermaterial und Papier die Materialkosten und die Abfallmanagementkosten der Non-Produkt-Outputs um 227,73 € bzw. 3,42 €. Zudem ändert sich die Zuordnung der Energie- und Systemkosten. Diese werden nun in höherem Maße dem Produkt-Output zugeordnet, da sie über das Verhältnis der Flächen des Fasermaterials von Produkt-Output und Non-Produkt-Output umgelegt werden. Die Auswirkung des geringeren Verschnitts im Prozess Cutting auf den Kennwert der Ökoeffizienz ist in Tabelle 15 dargestellt. Hierbei verbessert sich der Kennwert von 0,89 ohne Reduzierung des Verschnitts auf 0,55 mit einer Reduzierung des Verschnitts. Dies verdeutlicht, dass eine Betrachtung dieses Kennwerts vor allem beim Vergleich von Prozessvarianten sinnvoll sein kann, da er die effizientere Prozessvariante aufzeigt.

Tabelle 15: Ökoeffizienz mit und ohne Reduzierung des Fasermaterialverschnitts im Prozess Cutting auf Basis der Materialflusskostenrechnung

	ohne Reduzierung	mit Reduzierung
PO	1244,98 €	1368,31 €
NPO	1113,76 €	759,18 €
Ökoeffizienz	0,89	0,55

5.4.2 Reduzierung der Laufzeit des Autoklaven und der Harzmenge im Prozess Infusion

Eine weitere Verbesserungsmöglichkeit des Prozesses zur Herstellung der CFK-Flügelrippen könnte im Prozess Infusion erfolgen, indem hier die verwendete Epoxidharzmenge und die Laufzeit des Autoklaven reduziert werden würden. Für die Infusion werden derzeit insgesamt 3,9 kg Epoxidharz aufgewendet. Davon verbleiben 3 kg in den Flügelrippen. Der Verlust von 0,9 kg besteht zu einem Teil aus überschüssigem Epoxidharz (0,4 kg) und zu einem anderen Teil aus Harz für die Messung des Füllstandes der Harzkartusche. Ein weiterer Teil verbleibt in den Infusionsleitungen. Für eine Verringerung der Harzmenge wird daher eine mögliche Reduktion von 0,4 kg bzw. ca. 10 % angenommen (Überschuss nach der Infusion). Im Prozess Infusion hat der Autoklav eine Betriebszeit von 7 h mit einem Energiebedarf von 172 kWh. Für das Aufheizen benötigt er 45 min und 52 kWh. In der anschließenden Haltephase von 6 h und 15 min wird der Infusionsprozess durchgeführt, wobei die Infusionszeit nur 135 min beträgt. Die restliche Zeit wird lediglich die Temperatur gehalten. Daher wird der Zeit- und Energiebedarf für diesen Zeitraum (Leerlauf) für die Optimierung des Prozesses ausgeblendet. Die Betriebsdauer des Autoklaven verringert sich so auf 3 h bzw. um ca. 43 %. Der Wasserbrauch wird dabei ebenfalls um ca. 43 % verringert. Der für den Produkt-Output genutzte Energiebedarf (Aufheizphase) von 52 kWh bleibt gleich. Es verringert sich jedoch der für den Non-Produkt-Output (Haltephase) aufgewendete Energiebedarf von 120 kWh auf 40 kWh bzw. um ca. 66 %. Die für die Optimierung verwendeten Prozessdaten sind in Tabelle 16 dargestellt.

Tabelle 16: Prozessdaten für den optimierten Prozess Infusion

Material	Wert		
Epoxidharz (Epikote System 600)	Gesamt: 3,5 kg	PO: 3,0 kg	NPO: 0,5 kg
Wasser	8.070 kg (8,07 m³)		
Energie	Autoklav: 101 kWh	Infusionsanlage + Vakuumpumpe: 1,58 kWh	
Personal	1 Person: 3:00 h		
Maschinen	Autoklav: 3:00 h	Infusionsanlage: 2:15 h	Vakuumpumpe: 2:15 h

Die Effekte der Reduzierung der Epoxidharzmenge und die Tilgung des Leerlaufs des Autoklaven auf das CO₂-Äquivalent sind in Abbildung 44 dargestellt. Dabei wird das CO₂-Äquivalent bezogen auf den Produkt-Output und Non-Produkt-Output dargestellt.

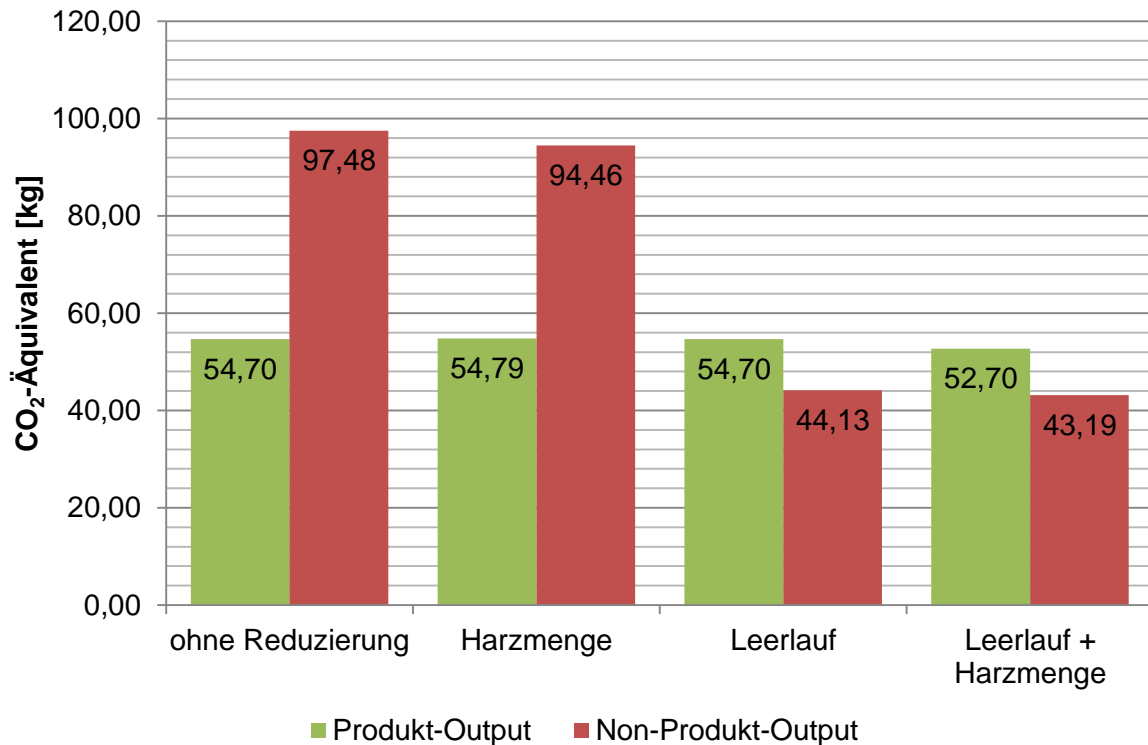


Abbildung 44: Änderungen der CO₂-Äquivalente im Prozess Infusion durch Reduzierung der Harzmenge und Laufzeit des Autoklaven

Die Änderungen der CO₂-Äquivalente der Produkt-Outputs ergeben sich auch hier aus den Änderungen der Allokationskoeffizienten. Die Reduzierung der Harzmenge bewirkt eine Abnahme der CO₂-Äquivalente des Non-Produkt-Outputs von ca. 3 %, die Reduzierung des Leerlaufs eine Reduktion um ca. 55 %. Die Reduktion der Harzmenge weist also einen vergleichsweise geringen Einfluss auf diese Wirkungskategorie auf, während die Verringerung der Laufzeit einen hohen Einfluss hat. In Bezug auf den Produkt-Output führen beide Maßnahmen zusammen zu einer Reduktion der CO₂-Äquivalente von ca. 56 %. Bezogen auf die Gesamtmenge der CO₂-Äquivalente des Prozesses könnten diese um ca. 34 % verringert werden.

Die Auswirkungen der Reduzierung der Epoxidharzmenge und Leerlaufzeit auf die Materialflussskostenrechnung sind in Abbildung 45 dargestellt. Die Verminderung der Menge des Epoxidharzabfalls senkt die Materialkosten um ca. 9 % und bewirkt eine Verschiebung der Systemkosten auf den Produkt-Output, da diese über das Gewicht des Epoxidharzes umgelegt werden. Durch die Reduzierung der Harzmenge können im Prozess Infusion insgesamt ca. 2 % der Kosten eingespart werden. Die Tilgung der Leerlaufzeit des Autoklaven spart ca. 8 % der Materialkosten aufgrund des geringeren Leitungswasserverbrauchs und ca. 41 % der Energiekosten. Aufgrund der niedrigeren Maschinenkosten sinken die Systemkosten um

ca. 34 %. Die Verminderung der Abwassermenge führt zu einer Reduktion der Abfallmanagementkosten von ca. 56 %. Durch die Optimierung können im Prozess Infusion insgesamt ca. 38 % der Kosten eingespart werden. Beide Maßnahmen kombiniert bewirken für den Prozess Infusion eine Kosteneinsparung von insgesamt ca. 31 %.

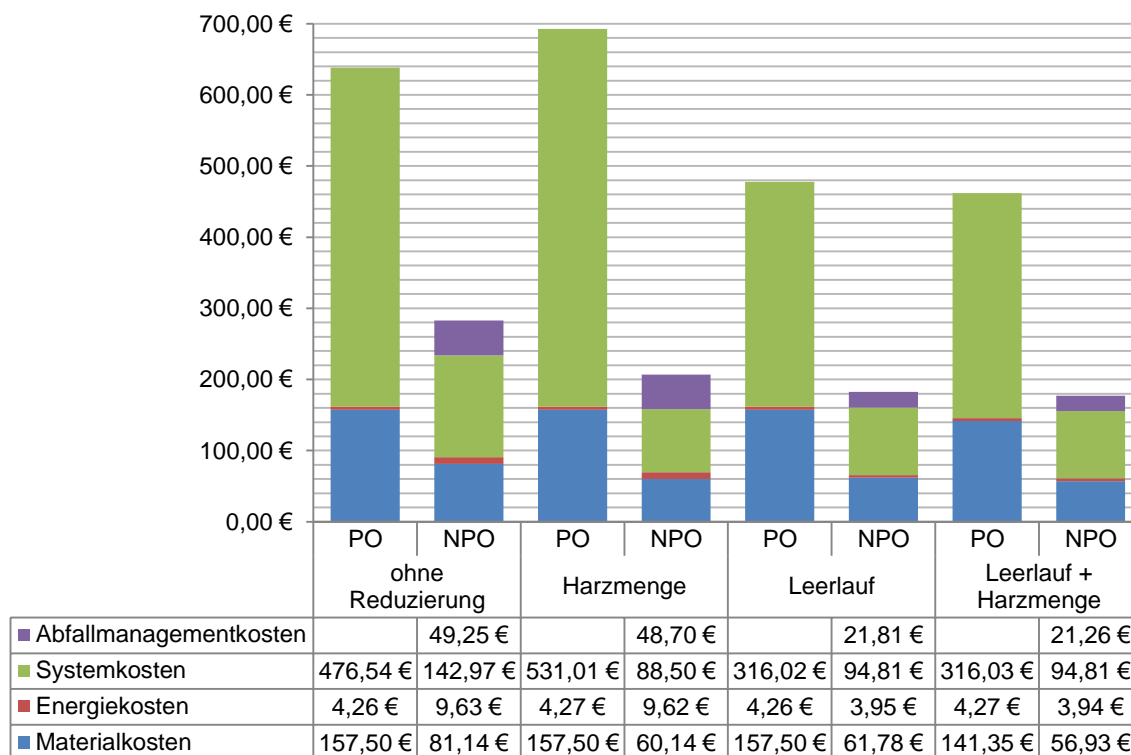


Abbildung 45: Änderungen der Materialflusskostenrechnung im Prozess Infusion

Die Steigerung der Effizienz des Prozesses Infusion kann ebenfalls über den Kennwert der Ökoeffizienz veranschaulicht werden. Hierzu sind diese Kennwerte in Tabelle 17 dargestellt.

Tabelle 17: Ökoeffizienz mit und ohne Reduzierung der Epoxidharzmenge und Leerlaufzeit des Autoklaven im Prozess Infusion auf Basis der Materialflusskostenrechnung

	ohne Reduzierung	Harzmenge	Leerlauf	Leerlauf + Harzmenge
PO	638,30 €	692,78 €	447,78 €	461,65 €
NPO	282,99 €	206,96 €	182,35 €	176,94 €
Ökoeffizienz	0,44	0,30	0,41	0,38

Im Vergleich zu dem Prozess ohne Reduzierung kann dabei die Ökoeffizienz mit Hilfe der Reduktion der Harzmenge und Leerlaufzeit gesteigert werden. Jedoch zeigt sich, dass die Ökoeffizienz bei einer Reduzierung der Epoxidharzmenge den niedrigsten Wert aufweist,

obwohl die absolute Reduzierung der Kosten am geringsten ist. Daher sollte bei der Beurteilung der Ökoeffizienz nach der Materialflusskostenrechnung auch die Gesamthöhe der Kosten in die Betrachtung einbezogen werden. Hier könnte die Bewertung der Ökoeffizienz auch über eine Berechnung mittels Formel 8 für die jeweiligen Wirkungskategorien erfolgen.

6 Zusammenfassung und Ausblick

Das Ziel dieser Arbeit ist eine integrierte Bewertung eines Herstellungsprozesses hinsichtlich seiner ökonomischen und ökologischen Auswirkungen zur Identifikation von Verbesserungspotenzialen. Hierfür wurde der Herstellungsprozess von zwei CFK-Flügelrippen in einzelne Prozesse aufgeteilt, die einzelnen Arbeitsschritte identifiziert und der jeweilige Verbrauch an Ressourcen bestimmt. Diese Daten wurden für den Aufbau eines Materialflussmodells mit Hilfe der Software Umberto NXT Universal genutzt. Anschließend wurde anhand dieses Modells eine Ökobilanz und Materialflusskostenrechnung durchgeführt und so die Beiträge der verwendeten Ressourcen an den entstehenden Umweltwirkungen und Kosten bestimmt. Die aus der Ökobilanz ermittelten Umweltwirkungen wurden darüber hinaus über zwei Ansätze zur Monetarisierung in Geldeinheiten umgerechnet und mit den Herstellungskosten der CFK-Flügelrippen zusammengeführt. Abschließend wurden aus den Ergebnissen Maßnahmen zur Reduzierung der Umweltwirkungen und Kosten des Produktionsprozesses abgeleitet sowie deren Auswirkungen mit Hilfe des erstellten Modells dargestellt.

Die Ergebnisse der Ökobilanz des Herstellungsprozesses der CFK-Flügelrippen zeigen, dass die Umweltwirkungen mehrheitlich den Prozessen Cutting, Infusion und Tempering zuzuordnen sind. Als wesentlicher Treiber der Umweltwirkungen im Prozess Cutting konnten dabei die verwendeten Kohlenstofffasern identifiziert werden. Diese haben einen hohen Massenanteil an den CFK-Flügelrippen und werden in einem energieintensiven Herstellungsprozess erzeugt, welcher hohe Umweltwirkungen verursacht. Die Umweltwirkungen aus den Prozessen Infusion und Tempering resultieren neben der Abwasserbehandlung vor allem aus dem Verbrauch elektrischer Energie für den Autoklaven. Die Prozesse Preparing und Preforming haben aufgrund des geringen Ressourcenverbrauchs an Materialien und Energie nur geringe Anteile an den Wirkungskategorien. Eine Ausnahme bilden die Umweltwirkungen dieser Prozesse in den Wirkungskategorien Ressourcenverknappung von Mineralien und Humantoxizität, welche durch die Verwendung des Kupferrohrs im Prozess Preparing begründet sind. Eine Zuordnung der Umweltwirkungen auf den Produkt-Output und den Non-Produkt-Output zeigt, dass die Umweltwirkungen aufgrund der Material- und Energieverluste in den Prozessen überwiegend dem Non-Produkt-Output zugewiesen werden.

Die Ergebnisse der Materialflusskostenrechnung zeigen, dass sich die Produktionskosten für die Herstellung der CFK-Flügelrippen fast ausschließlich auf die Material- und Systemkosten aufteilen. Systemkosten setzten sich aus den Lohn- und Maschinenkosten zusammen. Die Materialkosten haben dabei einen Anteil von ca. 29 % und resultieren überwiegend aus dem Verbrauch des Fasermaterials im Prozess Cutting. Die Systemkosten konzentrieren sich durch einen personalintensiven Herstellungsprozess auf die Lohnkosten. Die wesentlichen Kostentreiber des Produktionsprozesses sind daher die Lohnkosten und die Kosten des Fasermaterials. Die Kosten der Non-Produkt-Outputs betragen insgesamt fast die Hälfte der gesamten Kosten. Da diese Kosten aus Material- und Energieverlusten in den Prozessen resultieren, könnte hier eine effizientere Nutzung der Ressourcen erfolgen. Um ineffiziente Prozesse mit einem hohen Anteil an Non-Produkt-Output zu identifizieren, wurde eine Öko-

effizienzkennzahl definiert. Diese Kennzahl wurde für die jeweiligen Prozesse anhand des Anteils der Prozesskosten an den Gesamtkosten gewichtet. So können Prozesse identifiziert werden bei denen ein hohes Kostensenkungspotenzial besteht. Die aufgezeigten Kostenreduzierungspotenziale sind für die Prozesse Cutting, Preparing und Tempering besonders hoch, da diese Prozesse hohe Non-Produkt-Outputs und hohe Prozesskosten aufweisen. Dabei stellte sich heraus, dass die Beiträge der elektrischen Energie an den Umweltwirkungen und den Kosten stark gegensätzlich sind. Obwohl die Energie einen großen Anteil an den Umweltwirkungen hat, sind die Kosten sehr gering.

Die Ergebnisse der integrierten Umweltkostenrechnung zeigen, dass die Höhe des Ergebnisses vom gewählten Ansatz zur Bestimmung abhängig ist. Dies ist vor allem in den teilweise stark abweichenden marginalen Schadenskosten begründet. Darüber hinaus zeigt sich, dass die Kosten der Umweltwirkungen im Vergleich zu den hohen Bauteilkosten sehr gering sind. Daher wäre eine Verwendung der absoluten Werte für einen Vergleich mit anderen Herstellungsverfahren an dieser Stelle sinnvoll.

Die vorgestellten Maßnahmen zur Verringerung der Umweltwirkungen und Kosten in den Prozessen Cutting und Infusion zeigen, dass die Reduzierung des Faserverschnitts besonders hohe Potenziale für eine ökonomische und ökologische Verbesserung bietet. Zudem kann eine Reduzierung der Leerlaufzeiten des Autoklaven zu einer Verminderung von Umweltwirkungen beitragen.

Aus der Ökobilanz und der Materialflusskostenrechnung konnte abgeleitet werden, dass weitere Maßnahmen zur Effizienzsteigerung des Produktionsprozesses im Prozess Tempering erfolgen sollten. Hier könnten zum Beispiel Ressourceneinsparungen durch die Installation eines Kühlwasserkreislaufs, die Anschaffung eines energiesparenderen Autoklaven oder die Aushärtung von mehreren Bauteilen parallel erzielt werden. Derzeit wird das für die Kühlung genutzte Leitungswasser direkt als Abwasser in die Kanalisation geleitet und verursacht so ebenfalls Umweltwirkungen und Kosten für die Entsorgung. Für eine Optimierung und die Implementierung in das Modell müsste hier eine Dimensionierung eines Kühlwasserkreislaufs erfolgen, um die Investitionskosten abzuschätzen und umlegen zu können. Zusätzlich müsste der Energiebedarf einer solchen Anlage bestimmt werden. Das Materialflussmodell bezieht sich derzeit auf eine Losgröße von zwei Flügelrippen. Hier könnten zusätzlich über die Auslastung des Autoklaven mit mehreren Bauteilen die Kosten und Umweltwirkungen auf mehrere Bezugsobjekte umlegt werden.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde eine ökologische und ökonomische Bewertung des Herstellungsprozesses zweier CFK-Flügelrippen durchgeführt. Um eine Einordnung der gewählten Herstellungstechnologie durchführen zu können, wäre zukünftig eine Untersuchung und ein Vergleich von alternativen Fertigungstechnologien oder Prozessvarianten anzustreben. So könnten mit Hilfe des entwickelten Modells effiziente und weniger effiziente Prozesse identifiziert und Verbesserungspotenziale aufgezeigt werden. Darüber hinaus wäre ein Vergleich mit Flügelrippen aus anderen Werkstoffen wie zum Beispiel Aluminium möglich. Dabei sollte

für die Vergleichbarkeit darauf geachtet werden, dass die Funktion und die mechanischen Eigenschaften der Flügelrippen identisch sind.

Im Rahmen der Materialflusskostenrechnung werden zum Beispiel die Lohn- und Maschinenkosten über die Material- und Energieverluste auf die Produkt-Outputs bzw. Non-Produkt-Outputs umgelegt. Hier besteht jedoch kein direkter Zusammenhang zwischen der Arbeitszeit und den Material- und Energieverlusten. Daher wäre eine Analyse und Einordnung der Tätigkeiten des Mitarbeiters in wertschöpfende und nicht wertschöpfende Tätigkeiten anzustreben, um so zukünftig eine verursachungsgerechtere Allokation innerhalb des Materialflussmodells darzustellen.

Literaturverzeichnis

- Althaus, H.-J.; Bauer, C.; Doka, G.; Dones, R.; Frischknecht, R.; Hellweg, S. et al. (2010): Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. Data v2.2 (2010). Hg. v. Roland Hischier und Bo Weidema. ecoinvent. St. Gallen (ecoinvent report No. 3).
- Althaus, H.-J.; Chudacoff, M.; Hischier, R.; Jungbluth, N.; Osses, M.; Primas, A. (2007): Life Cycle Inventories of Chemicals. Data v2.0. ecoinvent. Dübendorf (ecoinvent report No. 8).
- Becker, W.; Baltzer, B. (2009): Controlling. Eine instrumentelle Perspektive. Bamberg: Univ. Lehrstuhl für Betriebswirtschaftslehre (Bamberger betriebswirtschaftliche Beiträge, 162).
- Bickel, P.; Friedrich, R. (Hg.) (2005): ExternE. Externalities of Energy - Methodology 2005 Update. Europäische Kommission. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities (Sustainable energy systems, 21951).
- Boustead, I. (2005): Eco-profiles of the European Plastics Industry. Liquid Epoxy Resins. PlasticsEurope.
- Breuer, U.; Schlimbach, J.; Neitzel, M. (2014): Technisch-wirtschaftliche Entwicklung. In: Neitzel, M., Mitschang, P. und Breuer, U. (Hg.): Handbuch Verbundwerkstoffe. Werkstoffe, Verarbeitung, Anwendung. 2., aktualisierte und erw. Aufl. München: Hanser, S. 3–13.
- Bundesumweltministerium und Umweltbundesamt (2001): Handbuch Umweltcontrolling. 2. Aufl. München: Franz Vahlen.
- Bundesumweltministerium und Umweltbundesamt (2003): Leitfaden Betriebliches Umweltkostenmanagement. Berlin: Umweltbundesamt.
- Deutscher Bundestag (1994): Bericht der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt - Bewertungskriterien und Perspektiven für umweltverträgliche Stoffkreisläufe in der Industriegesellschaft". Die Industriegesellschaft gestalten - Perspektiven für einen nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen.
- DIN EN ISO 14051:2011: Umweltmanagement - Materialflusskostenrechnung – Allgemeine Rahmenbedingungen.

- DIN EN ISO 14044:2006: Umweltmanagement - Ökobilanz - Anforderungen und Anleitungen.
- DIN EN ISO 14040:2009: Umweltmanagement - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen.
- DIN EN ISO 14031:2013: Umweltmanagement - Umweltleistungsbewertung - Leitlinien.
- Doka, G. (2009): Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. Data v2.1. ecoinvent. St. Gallen (ecoinvent report No. 13).
- Dyckhoff, H.; Spengler, T. S. (2010): Produktionswirtschaft. Eine Einführung. 3., überarb. und erw. Aufl. Berlin: Springer (Springer-Lehrbuch).
- Ehrenstein, G. Wilhelm (2006): Faserverbund-Kunststoffe. Werkstoffe - Verarbeitung - Eigenschaften. 2., völlig überarb. Aufl. München: Hanser.
- ETSU, Metroeconomica (o. J.): Externalities of Energy "ExternE" Project Volume 2. Methodology: Method for Estimation of Physical Impacts and Monetary Valuation for Priority Impact Pathways.
- Europäische Kommission (2016): Energieunion und Klimapolitik: Weichenstellung für den Übergang Europas zu einer CO₂-armen Wirtschaft. Itkonen, A.-K.; Bockstaller, N. Online verfügbar unter http://europa.eu/rapid/press-release_IP-16-2545_de.htm, zuletzt geprüft am 26.08.2016.
- eurostat (2016): Preise Elektrizität für Industrieabnehmer, ab 2007 - halbjährliche Daten. Online verfügbar unter http://ec.europa.eu/eurostat/web/products-datasets/-/nrg_pc_205, zuletzt geprüft am 02.05.2016.
- Ewert, R.; Wagenhofer, A. (2005): Interne Unternehmensrechnung. Mit 37 Tabellen. 6., überarb. Aufl. Berlin, Heidelberg: Springer (Springer-Lehrbuch).
- Eyerer, P.; Elsner, P.; Hirth, T. (2005): Die Kunststoffe und ihre Eigenschaften. 1. Aufl. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag (VDI-Buch).
- fibretch composites GmbH (2006): Verstärkungsfasern. Online verfügbar unter http://www.fibretch-composites.de/downloads/1_verstaerkungsfasernpdf.pdf, zuletzt geprüft am 25.08.2016.

- Goedkoop, M.; Heijungs, R.; Huijbregts, M.; De Schryver, A.; Struijs, J.; van Zelm, R. (2013): ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level.
- Günther, E. (1994): Ökologieorientiertes Controlling. Konzeption eines Systems zur ökologieorientierten Steuerung und empirische Validierung. München: Vahlen (Controlling-Praxis).
- Günther, E. (2005): Öko-Effizienz. Der Versuch einer Konsolidierung der Begriffsvielfalt. Dresden: Techn. Univ., Fak. Wirtschaftswissenschaften (Dresdner Beiträge zur Betriebswirtschaftslehre, Nr. 103).
- Habenicht, G. (2009): Kleben. Grundlagen, Technologien, Anwendungen. 6., aktualisierte Aufl. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg (VDI-Buch).
- Heine, M. (2014): Technisch-wirtschaftliche Entwicklung der Kohlenstofffasern. In: Neitzel, M., Mitschang, P. und Breuer, U. (Hg.): Handbuch Verbundwerkstoffe. Werkstoffe, Verarbeitung, Anwendung. 2., aktualisierte und erw. Aufl. München: Hanser, S. 14–18.
- Herrmann, C. (2010): Ganzheitliches Life Cycle Management. Berlin, Heidelberg: Springer.
- Hofer, M.; Hofer, C. (2012): Ökologische Bewertung in der betrieblichen Praxis. In: Tschandl, M. und Posch, A. (Hg.): Integriertes Umweltcontrolling. Von der Stoffstromanalyse zum Bewertungs- und Informationssystem. 2. Aufl. Wiesbaden: Springer Gabler, S. 129–143.
- Holschuh, R.; Mack, J. (2014): Ökonomische Bewertung der FKV-Verarbeitungstechnologien. In: Neitzel, M., Mitschang, P. und Breuer, U. (Hg.): Handbuch Verbundwerkstoffe. Werkstoffe, Verarbeitung, Anwendung. 2., aktualisierte und erw. Aufl. München: Hanser, S. 19–30.
- Horst, P.; Wolf, K. (2014): Luftfahrzeugstrukturen. In: Rossow, C.-C., Wolf, K. und Horst, P. (Hg.): Handbuch der Luftfahrzeugtechnik. Mit 34 Tabellen. München: Hanser, S. 311–444.
- Horváth, P. (2011): Controlling. 12., vollst. überarb. Aufl. München: Vahlen (Vahlens Handbücher der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften).

- Hunkeler, D. Jerome; Lichtenwort, K.; Rebitzer, G. (Hg.) (2008): Environmental Life Cycle Costing. Boca Raton, Fla.: CRC Press.
- International Air Transport Association (IATA) (2016): Fuel Price Analysis. Online verfügbar unter <http://www.iata.org/publications/economics/fuel-monitor/Pages/price-analysis.aspx>, zuletzt aktualisiert am 19.08.2016, zuletzt geprüft am 26.08.2016.
- International Civil Aviation Organization (ICAO) (o. J.): ICAO Environmental Report 2016. Aviation and Climate Change.
- Kleineberg, M. (2008): Präzisionsfertigung komplexer CFK-Profile am Beispiel Rumpfspant. Köln: DLR, Bibliotheks- und Informationswesen (Forschungsbericht / Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt, 2008,23).
- Klöpffer, W.; Grahl, B. (2009): Ökobilanz (LCA). Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. Weinheim: WILEY-VCH.
- Kramer, M. (Hg.) (2010): Integratives Umweltmanagement. Systemorientierte Zusammenhänge zwischen Politik, Recht, Management und Technik. Wiesbaden: Gabler.
- Kramer, M.; Eifler, P. (Hg.) (2003): Umwelt- und kostenorientierte Unternehmensführung. Zur Identifikation von Win-win-Potenzialen. Gabler Edition Wissenschaft. Wiesbaden: Deutscher Universitätsverlag (Studien zum internationalen Innovationsmanagement).
- Levova, T. (2012): Dataset Information (LCI): treatment of wastewater, unpolluted, from residence, capacity 1.1E10l/year, RoW. Zürich (ecoinvent Database: version 3.2 (2015)). Online verfügbar unter <https://v32.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/b91ac18a-9b44-4d3a-accb-e4f4dbf67375/06590a66-662a-4885-8494-ad0cf410f956>, zuletzt geprüft am 26.08.2016.
- Loew, T.; Fichter, K.; Müller, U.; Schulz, W. F.; Strobel, M. (2003): Ansätze der Umweltkostenrechnung im Vergleich. Vergleichende Beurteilung von Ansätzen der Umweltkostenrechnung auf ihre Eignung für die betriebliche Praxis und ihren Beitrag für eine ökologische Unternehmensführung. Hg. v. Umweltbundesamt. Institut für Ökologische Wirtschaftsforschung. Berlin (Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit).

- Markandya, A.; Bigano Andrea; Porchia, R. (Hg.) (2008): The Social Cost of Electricity: Scenarios and Policy Implications (Draft version). Private and external costs assessment, policy implication and scenarios for the EU and selected non-EU Countries (Deliverable No. D.13.7 [Book on project activities/results]).
- Mottschall, M.; Bergmann, T. (2013): Treibhausgas-Emissionen durch Infrastruktur und Fahrzeuge des Straßen-, Schienen- und Luftverkehrs sowie der Binnenschifffahrt in Deutschland. (Arbeitspaket 4 des Projekts "Weiterentwicklung des Analyseinstruments Renewability"). Freiburg: Öko-Institut e.V (Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit Nachhaltige Mobilität und Immissionsschutz, 1786,1).
- Neitzel, M.; Mitschang, P.; Breuer, U. (Hg.) (2014): Handbuch Verbundwerkstoffe. Werkstoffe, Verarbeitung, Anwendung. 2., aktualisierte und erw. Aufl. München: Hanser.
- PE INTERNATIONAL (2013): Process data set: Carbon Fiber (CF; from PAN; standard strength); spinning, stabilizing, carbonizing, surface treatment, sizing; production mix, at plant; from PAN, standards strengths 34 million psi tensile modulus (en).
- Prammer, H. Karl (2009): Integriertes Umweltkostenmanagement. Bezugsrahmen und Konzeption für eine ökologisch nachhaltige Unternehmensführung. Univ., Habil.-Schr.--Linz, 2008. Wiesbaden: Gabler (neue betriebswirtschaftliche forschung (nbf), v.369).
- Preiss, P.; Friedrich, R.; Kuik, O.; Brander, L.; Magnussen, K.; Navrud, S. et al. (2008): External costs. In: Markandya, A., Bigano Andrea und Porchia, R. (Hg.): The Social Cost of Electricity: Scenarios and Policy Implications (Draft version). Private and external costs assessment, policy implication and scenarios for the EU and selected non-EU Countries (Deliverable No. D.13.7 [Book on project activities/results]), S. 9–73.
- Riech, S. (2015): Modellierung und ökologische Bewertung der Fertigung einer CFK-Flügelrippe mit Umberto. Masterarbeit. Technische Universität Braunschweig, Braunschweig. Institut für Adaptronik und Funktionsintegration (IAF).
- Rossow, C.-C.; Wolf, K.; Horst, P. (Hg.) (2014): Handbuch der Luftfahrzeugtechnik. Mit 34 Tabellen. München: Hanser.

- Schaltegger, S.; Herzig, C.; Kleiber, O.; Klinke, T.; Müller, J. (2007): Nachhaltigkeitsmanagement in Unternehmen. Von der Idee zur Praxis: Managementansätze zur Umsetzung von Corporate Social Responsibility und Corporate Sustainability. Lüneburg: CSM.
- Schaltegger, S.; Herzig, C.; Kleiber, O.; Müller, J. (2002): Nachhaltigkeitsmanagement in Unternehmen. Konzepte und Instrumente zur nachhaltigen Unternehmensentwicklung. Köln: TÜV-Verlag.
- Schaltegger, S.; Sturm, A. (1990): Ökologische Rationalität. Ansatzpunkte zur Ausgestaltung von ökologieorientierten Managementinstrumenten. In: Die Unternehmung 44 (4), S. 273–290.
- Schaltegger, S.; Sturm, A.; Buser, H. (1995): Öko-Effizienz durch Öko-Controlling. Zur praktischen Umsetzung von EMAS und ISO 14'001. Stuttgart: Schäffer-Poeschel.
- Schrack, D. (2015): Nachhaltigkeitsorientierte Materialflusskostenrechnung. Anwendung in Lieferketten, der Abfallwirtschaft und Integration externer Effekte. Wiesbaden: Springer Gabler.
- Seidel, E. (2003): Die betriebliche Umweltkostenrechnung auf dem Weg zu Controlling-Rang. In: Kramer, M. und Eifler, P. (Hg.): Umwelt- und kostenorientierte Unternehmensführung. Zur Identifikation von Win-win-Potenzialen. Gabler Edition Wissenschaft. Wiesbaden: Deutscher Universitätsverlag (Studien zum internationalen Innovationsmanagement), S. 95–112.
- Sommer, P. (2010): Instrumente zur Unterstützung des Umweltmanagements. In: Kramer, M. (Hg.): Integratives Umweltmanagement. Systemorientierte Zusammenhänge zwischen Politik, Recht, Management und Technik. Wiesbaden: Gabler, S. 321–383.
- Sommer, P.; Brauweiler, J. (2010): Umweltschutz in den betrieblichen Funktions- und Querschnittsbereichen. In: Kramer, M. (Hg.): Integratives Umweltmanagement. Systemorientierte Zusammenhänge zwischen Politik, Recht, Management und Technik. Wiesbaden: Gabler, S. 387–454.
- Spengler, T.; Hähre, S.; Sieverdingbeck, A.; Rentz, O. (1998): Stoffflußbasierte Umweltkostenrechnung zur Bewertung industrieller Kreislaufwirtschaftskonzepte. Dargestellt am Beispiel der Eisen- und Stahlindustrie. In: Zeitschrift für Betriebswirtschaft (ZfB) 68 (2), S. 147–174.

Stadt Braunschweig (2014): Amtsblatt für die Stadt Braunschweig 41 (18), S. 71–76.

Steen, B. (1999a): A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS). Version 2000 - General system characteristics. Göteborg: Centre for Environmental Assessment of Products and Material Systems (CPM report, 1999:4).

Steen, B. (1999b): A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS). Version 2000 - Models and data of the default method. Göteborg: Centre for Environmental Assessment of Products and Material Systems (CPM report, 1999:5).

Steen, B.; Hoppe, H.; Hunkeler, D.; Lichtenvort, K.; Schmidt, W.-P.; Spindler, E. (2008): Integrating External Effects into Life Cycle Costing. In: Hunkeler, D. Jerome, Lichtenvort, K. und Rebitzer, G. (Hg.): Environmental Life Cycle Costing. Boca Raton, Fla.: CRC Press, S. 59–76.

Treyer, K. (2014): Dataset information (LCI): treatment of municipal solid waste, incineration, DE. Schweiz (ecoinvent Database: version 3.2 (2015)). Online verfügbar unter <https://v32.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/763d4d13-d173-4788-a087-39b7318f855e/06590a66-662a-4885-8494-ad0cf410f956>, zuletzt geprüft am 26.08.2016.

Tschandl, M. (2012): Perspektiven der Integration im Umweltcontrolling. In: Tschandl, M. und Posch, A. (Hg.): Integriertes Umweltcontrolling. Von der Stoffstromanalyse zum Bewertungs- und Informationssystem. 2. Aufl. Wiesbaden: Springer Gabler, S. 11–39.

Tschandl, M.; Posch, A. (Hg.) (2012): Integriertes Umweltcontrolling. Von der Stoffstromanalyse zum Bewertungs- und Informationssystem. 2. Aufl. Wiesbaden: Springer Gabler.

Tuchschruid, M. (2012): Dataset information (LCI): transport, freight train, DE. Zürich (ecoinvent Database: version 3.2 (2015)). Online verfügbar unter <https://v32.ecoquery.ecoinvent.org/Details/LCI/75d6e97e-9868-4759-b1dd-759e5553cc10/06590a66-662a-4885-8494-ad0cf410f956>, zuletzt geprüft am 26.08.2016.

Richtlinie VDI 3800:2001: Ermittlung der Aufwendungen für Maßnahmen zum betrieblichen Umweltschutz.

- Wagner, B.; Nakajima, M.; Prox, M. (2010): Materialflusskostenrechnung – die internationale Karriere einer Methode zu Identifikation von Ineffizienzen in Produktionssystemen. In: *UmweltWirtschaftsForum* 18 (3-4), S. 197–202.
- Witten, E. (2014): Materialkreisläufe. In: Neitzel, M., Mitschang, P. und Breuer, U. (Hg.): *Handbuch Verbundwerkstoffe. Werkstoffe, Verarbeitung, Anwendung*. 2., aktualisierte und erw. Aufl. München: Hanser, S. 455–486.
- Witten, E. (Hg.) (2014a): *Handbuch Faserverbundkunststoffe/Composites. Grundlagen, Verarbeitung, Anwendungen*. Unter Mitarbeit von Volker Mathes. AVK, Industrievereinigung Verstärkte Kunststoffe. 4. Aufl. Wiesbaden: Springer Vieweg.

Anlage A: Beispiele für Materialflusskosten-Matrizen

	Masse	Material-kosten	Energie-kosten	System-kosten	Abfall-management-kosten	Gesamt-kosten
	kg	\$	\$	\$	\$	\$
Gesamtmaterial-einsatz	100	1 000	50	800	80	1 930
Produkte	70 (70 %)	700 (70 %)	35 (70 %)	560 (70 %)	0 (0 %)	1 295 (67 %)
Materialverluste	30 (30 %)	300 (30 %)	15 (30 %)	240 (30 %)	80 (100 %)	635 (33 %)
Gesamtproduktions-menge	100	1 000	50	800	80	1 930

ANMERKUNG 1 Der Einfachheit halber enthält diese Tabelle nur physikalische Daten zu Materialien nicht zu Energie.

ANMERKUNG 2 Die gesamten Inputs und Materialkosten umfassen den Materialbestand wie folgt: Gesamtmenge des genutzten Materials (100 kg) = Input (95 kg) + Anfangsbestand (15 kg) – Endbestand (10 kg) wie in Bild 2 gezeigt.

ANMERKUNG 3 Diese Tabelle stellt eine Materialflusskosten-Matrix als Beispiel für ein Vorgehen zur Zusammenfassung der Ergebnisse einer MFKR dar. Andere Darstellungsformate sind jedoch auch möglich (siehe Bild B.4).

Zeitraum: XXX

	MS 1					MS 2				
	Material-kosten	Energie-kosten	System-kosten	Abfall-management-kosten	Gesamt	Material-kosten	Energie-kosten	System-kosten	Abfall-management-kosten	Gesamt
Material-einsätze vorheriger MS						5 200 \$ ^a	350 \$ ^b	700 \$ ^c		6 250 \$ ^d
Neue Material-einsätze in MS	6 200 \$	400 \$	800 \$	300 \$	7 700 \$	400 \$	300 \$	1 200 \$	400 \$	2 300 \$
Summe in jedem MS	6 200 \$	400 \$	800 \$	300 \$	7 700 \$	5 600 \$	650 \$	1 900 \$	400 \$	8 550 \$
Produkte	5 200 \$ ^a	350 \$ ^b	700 \$ ^c		6 250 \$ ^d	4 200 \$	433 \$	1 267 \$		5 900 \$
Material-verluste	1 000 \$	50 \$	100 \$	300 \$	1 450 \$	1 400 \$	217 \$	633 \$	400 \$	2 650 \$
Gesamtkosten der Material-verluste in diesem Prozess						2 400 \$	267 \$	733 \$	700 \$	4 100 \$
Gesamtkosten dieses Prozesses						6 600 \$	700 \$	2 000 \$	700 \$	10 000 \$

ANMERKUNG 1 Die Daten sind aus den Tabellen B.2, B.4, und B.5 übernommen.

ANMERKUNG 2 Berechnung der Energiekosten für MS 2: Die Energiekosten in MS 2 werden basierend auf dem Materialverteilungsschlüssel (d. h. 66,67 % auf Produkte und 33,33 % auf Materialverluste) mit 433 \$ für Produkte und 217 \$ für Materialverluste berechnet. Die Gesamtenergiekosten (650 \$) ergeben sich aus der Summe der Energiekosten für Produkte aus MS 1 (350 \$) und den neuen Materialeinsätzen in MS 2 (300 \$).

ANMERKUNG 3 Berechnung der Systemkosten für MS 2: Die Systemkosten in MS 2 werden basierend auf dem Materialverteilungsschlüssel (d. h. 66,67 % auf Produkte und 33,33 % auf Materialverluste) mit 1 267 \$ für Produkte und 633 \$ für Materialverluste berechnet. Die Gesamtenergiekosten (1 900 \$) ergeben sich aus der Summe der Systemkosten für Produkte aus MS 1 (700 \$) und den neuen Materialeinsätzen in MS 2 (1 200 \$).

a Übertragung der Materialkosten von MS 1 auf MS 2.

b Übertragung der Energiekosten von MS 1 auf MS 2.

c Übertragung der Systemkosten von MS 1 auf MS 2.

d Übertragung der Gesamtkosten von MS 1 auf MS 2.

Anlage B: Zusammenstellung der Prozessdaten

Cutting

Material	Eigene Messung	EEAM
Carbon NCF Bi-Diagonal	Gesamt: 12,7 m ² Produkt: 6,4 m ² Abfall: 6,3 m ²	Gesamt: 10,5 m ² - 14,224 m ² : 10,5 m ² Abfall: 3,5 m ² - 7,908 m ² : 3,5 m ²
Carbon NCF Triaxial	Gesamt: 11,5 m ² Produkt: 6,4 m ² Abfall: 5,1 m ²	Gesamt: 10,5 m ² - 14,03 m ² : 10,5 m ² Abfall: 3,5 m ² - 6,933 m ² : 3,5 m ²
Handschuhe	6 Paar	
Baumwollhandschuhe		2 Paar
Papier für Cutter	24,2 m ²	27 m ²
Energie		
Cutter		6,15 kWh - 10,62 kWh → 10 kWh
Maschinen		
Cutter		0:30 h
Personal	3:00 h (2 Personen)	2:45 h (1 Person)

Preforming

Material	Eigene Messung	EEAM
Fasermaterial	12,8 m ²	
Klebeband, rot	5,12 m	7,68 m – 8 m → 8 m
Handschuhe	7 Paar	
Baumwollhandschuhe	7 Paar	4 Paar
Vakuumfolie	1,12 m ²	1,39 m ² → 1,5 m ²
Energie		
Heißluftföhn	3,67 kWh	4,8 kWh - 4,93 kWh → 5 kWh
Vakuumpumpe	-	2,58 kWh - 2,9 kWh → 3 kWh
Maschinen		
Heißluftföhn		1:30 h
Vakuumpumpe	4:40 h	5:50 h
Personal	4:40 h (2 Personen)	11:00 h (1 Person)

Preparing

Material	Eigene Messung	EEAM	LDS
Aceton		0,45 l → 0,5 l	
Klebeband, rot		1 m	
Saugvlies	0,0075 m ²	0,0048 m ² → 0,005 m ²	
Trennmittel, Chemlease 255		0,09 l → 0,1 l	
Putzpapier		20 Blätter	
Kupferrohr	5 m	3,5 m	4,5 m
Handschuhe		4 Paar	
Schlauschellen		8 Stück	16 Stück
Abreißgewebe		4,05 m ² → 4 m ²	1,35 m ²
Siegelkit	15,18m → 15 m	15,1 m → 15 m	
T Stück, Messing		1 Stück	2 Stück
Blechdose, groß		2 Stück	
Vakuumfolie	6,4 m ²	6,82 m ² → 7 m ²	
Wasser		10 l	
Gewindetülle, Messing		2 Stück	
Teflonband		0,5 m	
Hitzebeständiger Schlauch	0,3 m		0,3 m
Energie			
Vakuumpumpe		0,45 kWh → 0,5 kWh	
Abluft		0,36 kWh → 0,5 kWh	
Ofen		4,06 kWh → 4 kWh	
Maschinen			
Vakuumpumpe		2:00 h	
Abluft		1:00 h	
Ofen		7:00 h	
Personal		7:00 h (1 Person)	

Preparing

Material	Eigene Messung	EEAM
Epoxidharz (Epikote System 600)	Gesamt: 3,9 kg PO: 3,0 kg NPO: 0,9 kg	Gesamt: 3,907 kg – 4,960 kg → 4,5 kg NPO: 0,925 kg - 1,355 kg → 1 kg
Wasser	4290 l	
Energie		
Infusionsanlage	1,58 kWh	
Autoklav	172 kWh	
Vakuumpumpe		0,45 kWh - 0,63 kWh → 0,7 kWh
Maschinen		
Infusionsanlage	3:00 h	
Autoklav	3:00 h	
Vakuumpumpe		1:30 h
Personal	3:00 h (1 Person)	1:25 h (1 Person)

Tempering

Material	Eigene Messung	EEAM
Wasser	7865 l	
Energie		
Autoklav	158 kWh	267 kWh - 296 kWh → 270 kWh
Vakuumpumpe		2,23 kWh - 2,3 kWh → 2,5 kWh
Maschinen		
Autoklav	5:30 h	9:30 h
Vakuumpumpe		9:30 h
Personal		0:30 h (1 Person)

Demolding/Cleaning

Material	EEAM
Aceton	0,15 l
Putzpapier	35 Blätter
Wattestäbchen	2 Stück
Handschuhe	4 Paar
Wasser	5 l
Holzspatel	2 Stück
Abluft	0,36 kWh - 0,72 kWh → 0,75 kWh
Abluft	4:00 h
Personal	5:00 h (1 Person)

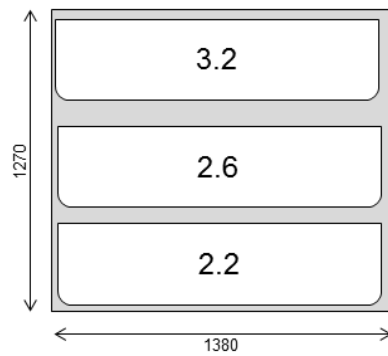
Anlage C: Materialflussmodell der Herstellung der CFK-Flügelrippen

Anlage D: Verwendete Materialien und Hilfsstoffe

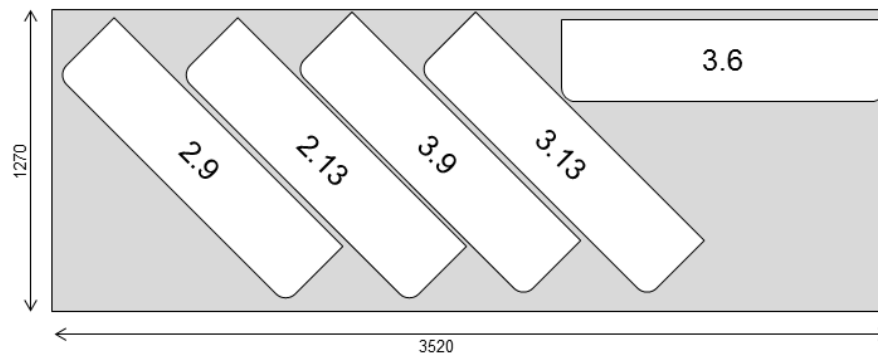
Bezeichnung				€/kg
Acetone	Aceton	2,49 €/L	0,785 kg/liter	3,17 €/kg
Adhesive tape, red	Klebeband, rot	0,26 €/m	0,055 kg/m	4,71 €/kg
Breather	Saugvlies	1,13 €/m ²	0,150 kg/m ²	7,53 €/kg
Carbon NCF Bi-Diagonal		45,03 €/m ²	0,400 kg/m ²	112,58 €/kg
Carbon NCF Triaxial		61,98 €/m ²	0,600 kg/m ²	103,30 €/kg
Chemlease 255 Release Agent	Chemlease 255 Trennmittel	38,30 €/L	0,770 kg/l	49,74 €/kg
Cleaning tissue	Putzpapier	0,02 €/sheet	0,005 kg/sheet	4,28 €/kg
Copper pipe	Kupferrohr	2,21 €/m	0,176 kg/m	12,56 €/kg
Cotton gloves	Baumwollhandschuhe	0,49 €/pair	0,403 kg/m	1,22 €/kg
Cotton swab	Wattestäbchen	0,01 €/pc	0,000 kg/pc	99,33 €/kg
Cutting paper	Papier für Cutter	0,12 €/m ²	0,080 kg/m ²	1,49 €/kg
EPIKOTE™ System 600		-	-	52,50 €/kg
Gloves	Handschuhe	0,23 €/pair	0,028 kg/pair	8,21 €/kg
Heat-resistant Hose	Hitzebeständiger Schlauch	1,90 €/m	0,190 kg/m	10,00 €/kg
Hose clamp	Schlauchselle	0,79 €/pc	0,003 kg/pc	316,00 €/kg
Hose nipple	Gewindetülle, Messing	1,39 €/pc	0,017 kg/pc	81,76 €/kg
Peel ply	Abreißgewebe	2,49 €/m ²	0,095 kg/m ²	26,21 €/kg
Sealant tape	Siegelkit	0,76 €/m	0,050 kg/m	15,32 €/kg
T-connector, brass	T-Stück, Messing	6,87 €/pc	0,030 kg/pc	229,00 €/kg
Teflon stripe	Teflonband	0,50 €/m	0,019 kg/m	25,81 €/kg
Tin can, large	Blechdose, groß	1,49 €/pc	0,313 kg/pc	4,76 €/kg
Vacuum film	Vakuumfolie	0,76 €/m ²	0,074 kg/m ²	10,27 €/kg
Water	Wasser	1,83 €/m ³	1000 kg/m ³	0,0018 €/kg
Wooden spatula	Holzspatel	0,14 €/pc	0,012 kg/pc	11,92 €/kg

Anlage E: Dokumentation des Fasermaterialverbrauchs

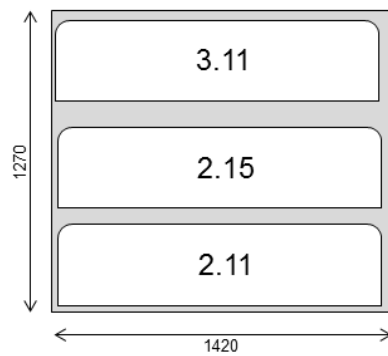
Bi-diagonal



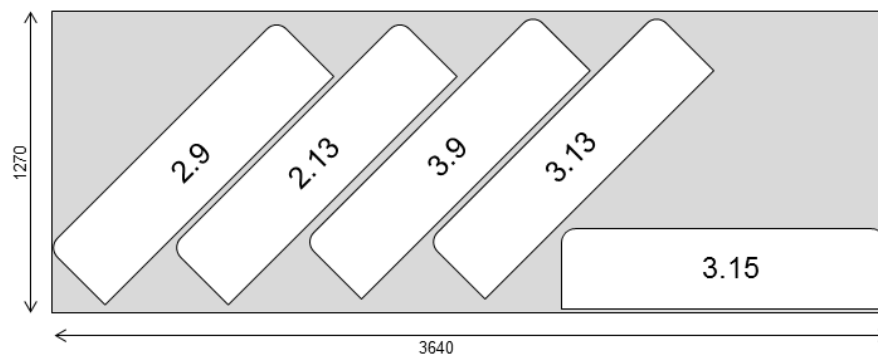
1,7526 m²



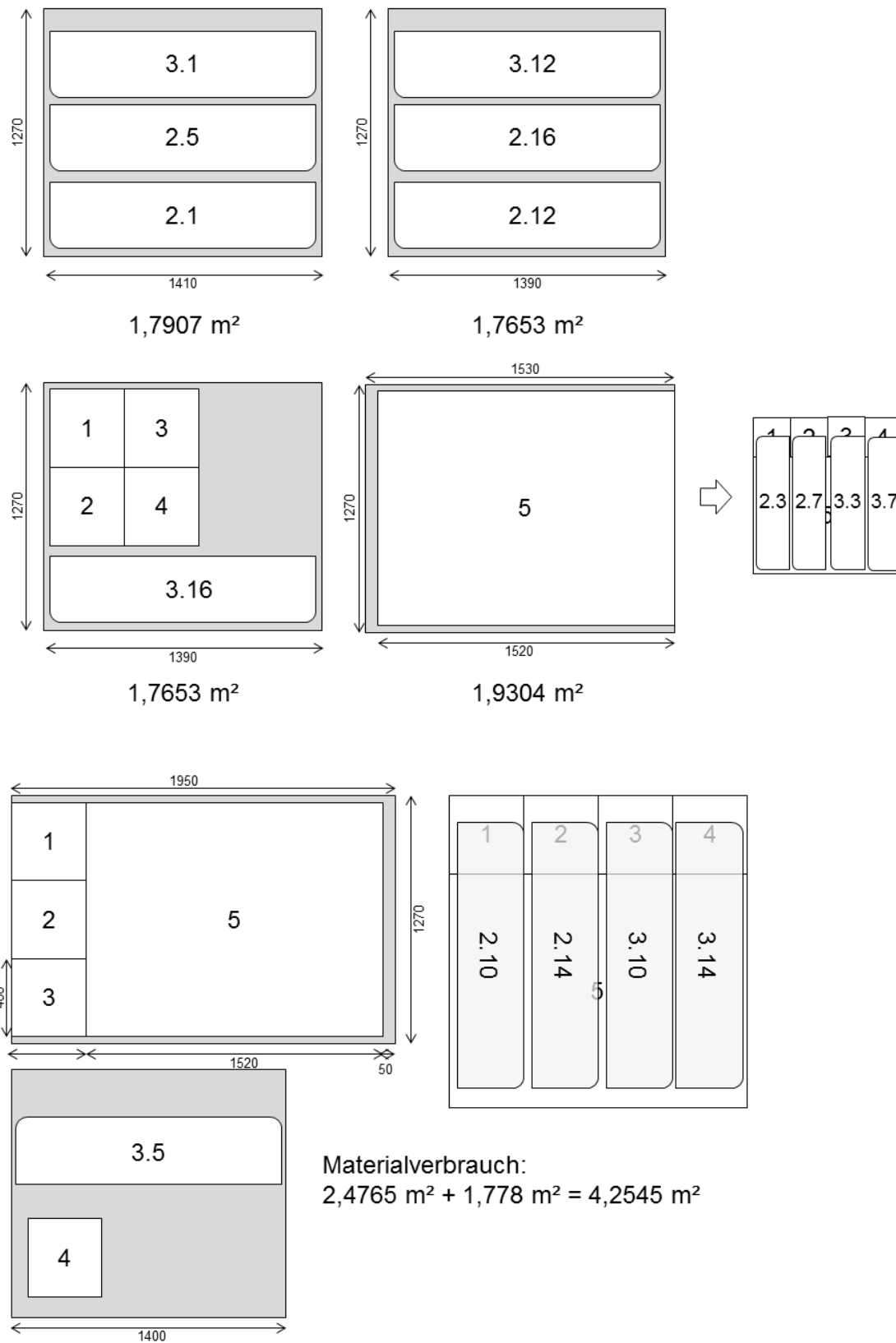
4,4704 m²



1,8034 m²



4,6228 m²

Triaxial

Input		Used		Waste	
Triax	Biax	Triax	Biax	Triax	Biax
4,2545 m ²	1,7526 m ²				
1,7907 m ²	4,4704 m ²				
1,7653 m ²	1,8034 m ²				
1,7653 m ²	4,6228 m ²				
1,9304 m ²					
11,5062 m²	12,6492 m²	6,4245 m²	6,2792 m²	5,0817 m²	6,3700 m²
0,6 kg/m ²	0,4 kg/m ²	0,6 kg/m ²	0,4 kg/m ²	0,6 kg/m ²	0,4 kg/m ²
6,9037 kg	5,0597 kg	3,8547 kg	2,5117 kg	3,0490 kg	2,5480 kg

100 % 100 % 55,84 % 49,64 % 44,16 % 50,36 %

Anlage F: Ökonomische Bewertung der Radionuklide von CASES

Radionuklid	[€/kBq]	[kBq]	[€]
Aerosols, radioactive, unspecified	0,000337141	0,000131597	4,43667E-08
air	0,000337141	0,000131597	4,43667E-08
Carbon-14	0,000921808	1,327586949	0,002422568
air	0,001831329	1,322814786	0,002422509
water	1,22872E-05	0,004772162	5,86367E-08
Cesium-137	0,00042682	0,145898042	2,41158E-06
air	0,001247421	1,10293E-06	1,37582E-09
water	1,65199E-05	0,145896939	2,4102E-06
Hydrogen-3, Tritium	3,18216E-07	418,691241	6,22334E-05
air	6,68077E-07	4,270863311	2,85327E-06
water	1,43285E-07	414,4203777	5,93802E-05
Iodine-129	0,010788505	0,000770556	8,31315E-06
air	0,010788505	0,000770556	8,31315E-06
Iodine-131	0,007057831	0,456652647	0,001624284
air	0,003421979	0,448177565	0,001533654
water	0,010693684	0,008475082	9,06298E-05
Iodine-133	2,46203E-07	2,36605E-05	6,63891E-12
air	4,92406E-07	1,34826E-05	6,63891E-12
Krypton-85	3,60741E-08	12,53799937	4,52297E-07
air	3,60741E-08	12,53799937	4,52297E-07
Lead-210	0,005324924	0,013831314	4,52887E-05
air	0,005324924	0,013831314	4,52887E-05
Noble gases, radioactive, unspecified	7,24853E-08	7403,072807	0,000536614
air	7,24853E-08	7403,072807	0,000536614
Polonium-210	0,00016857	0,023697239	3,99465E-06
air	0,00016857	0,023697239	3,99465E-06
Radium-226	0,000101142	0,024515555	2,47956E-06
air	0,000101142	0,024515555	2,47956E-06
Radon-222	1,89662E-08	35025,80072	0,000664307
air	1,89662E-08	35025,80072	0,000664307
Strontium-90	7,92281E-07	12,22882097	9,68866E-06
water	7,92281E-07	12,22882097	9,68866E-06
Thorium-230	0,003371408	0,340075663	1,99272E-05
air	0,005057112	0,003940426	1,99272E-05
Uranium-234	0,000559445	0,023583168	6,27224E-06
air	0,001348563	0,00417075	5,62452E-06
water	3,33665E-05	0,019412418	6,47725E-07
Uranium-235	0,000610269	0,010485189	1,54263E-06
air	0,001100055	0,00028518	3,13714E-07
water	0,000120482	0,010200009	1,22892E-06
Uranium-238	0,000708315	0,043252298	1,96701E-05
air	0,001179993	0,006306983	7,44219E-06
water	0,000330974	0,036945316	1,22279E-05
Gesamtergebnis	0,001188134	42881,83702	0,005430091

Anlage G: Ergebnisse der Ökobilanz

Wirkungskategorie	Äquivalent	
Klimawandel	CO ₂ in Luft	561,02 kg
Ozonabbau*	CFC-11 in Luft	0,0001 kg
Terrestrische Versauerung	SO ₂ in Luft	1,21 kg
Eutrophierung von Süßwasser*	P in Süßwasser	0,04 kg
Eutrophierung der Meere*	N in Süßwasser	0,09 kg
Humantoxizität	1,4-DCB in städtische Luft	42,67 kg
Bildung photochemischer Oxidantien	NM VOC in Luft	1,12 kg
Bildung partikelförmiger Stoffe*	PM10 in Luft	0,49 kg
Terrestrische Ökotoxizität*	14-DCB in industriellen Boden	0,07 kg
Süßwasserökotoxizität*	14-DCB in Süßwasser	0,32 kg
Meerwasserökotoxizität*	14-DCB in Meerwasser	0,30 kg
Ionisierende Strahlung	U ²³⁵ in Luft	32,29 kg
Inanspruchnahme von landwirtschaftlicher Nutzfläche	landwirtschaftliche Nutzfläche	48,70 m ²
Inanspruchnahme von Stadtboden	Stadtboden	1,82 m ²
Transformation von Natur- in Zivilisationsfläche*	Naturfläche	0,02 m ²
Wasserverbrauch	Wasser	386,55 m ³
Ressourcenverknappung von Mineralien	Fe	19,93 kg
Ressourcenverknappung fossiler Brennstoffe	Öl	173,82 kg

* Vernachlässigte Wirkungskategorien (< 1 kg bzw. m²)

Anlage H: Maschinenstundensätze

Cutter

Wiederbeschaffungskosten	177.130 €
Nutzungsjahre	7,5
Maschinenstunden pro Jahr	1732
Fixe Kosten	pro Jahr
Kalkulatorische Abschreibungen	23.617,33 €
Kalkulatorische Zinsen	4.428,25 €
Instandsetzung und Reparatur	2.834,08 €
Platzkosten	1.680,00 €
Summe	32.559,66 €
Maschinenstundensatz	18,80 €/h

Heißluftföhn

Wiederbeschaffungskosten	100 €
Nutzungsjahre	5
Maschinenstunden pro Jahr	1732
Fixe Kosten	pro Jahr
Kalkulatorische Abschreibungen	20,00 €
Kalkulatorische Zinsen	2,50 €
Instandsetzung und Reparatur	2,00 €
Platzkosten	-
Summe	24,50 €
Maschinenstundensatz	0,01 €/h

Vakuumpumpe

Wiederbeschaffungskosten	7013,96 €
Nutzungsjahre	7,5
Maschinenstunden pro Jahr	1732
Fixe Kosten	pro Jahr
Kalkulatorische Abschreibungen	935,19 €
Kalkulatorische Zinsen	175,35 €
Instandsetzung und Reparatur	3.247,46 €
Platzkosten	-
Summe	4.358,01 €
Maschinenstundensatz	2,52 €/h

Abluft

Wiederbeschaffungskosten	4.808 €
Nutzungsjahre	7,5
Maschinenstunden pro Jahr	1732
Fixe Kosten	pro Jahr
Kalkulatorische Abschreibungen	641,18 €
Kalkulatorische Zinsen	120,22 €
Instandsetzung und Reparatur	96,18 €
Platzkosten	- €
Summe	857,58 €
Maschinenstundensatz	0,50 €/h

Ofen

Wiederbeschaffungskosten	13.000 €
Nutzungsjahre	7,5
Maschinenstunden pro Jahr	1732
Fixe Kosten	pro Jahr
Kalkulatorische Abschreibungen	1.733,33 €
Kalkulatorische Zinsen	325,00 €
Instandsetzung und Reparatur	260,00 €
Platzkosten	120,00 €
Summe	2.438,33 €
Maschinenstundensatz	1,41 €/h

Infusionsanlage

Wiederbeschaffungskosten	10.798,23 €
Nutzungsjahre	7,5
Maschinenstunden pro Jahr	1732
Fixe Kosten	pro Jahr
Kalkulatorische Abschreibungen	1.439,76 €
Kalkulatorische Zinsen	269,96 €
Instandsetzung und Reparatur	215,96 €
Platzkosten	120,00 €
Summe	2045,68 €
Maschinenstundensatz	1,18 €/h

Anlage I: Ergebnisse der Materialflusskostenrechnung

Cutting

	MK	EK	SK	AMK	Gesamt
Materialeinsätze vorheriger MS					
Neue Materialeinsätze in MS	1.291,22 €	0,80 €	1.056,00 €	10,63 €	2.358,65 €
Summe in jeder MS	1.291,22 €	0,80 €	1.056,00 €	10,63 €	2.358,65 €
Produkte	686,01 €	0,42 €	558,55 €		1.244,98 €
Materialverluste	605,21 €	0,38 €	497,45 €	10,63 €	1.113,67 €
Gesamtkosten der Materialverluste in diesem Prozess					
Gesamtkosten dieses Prozesses					

MK: Materialkosten, EK: Energiekosten, SK: Systemkosten, AMK: Abfallmanagementkosten

Preforming

	MK	EK	SK	AMK	Gesamt
Materialeinsätze vorheriger MS	686,01 €	0,42 €	558,55 €		1.244,98 €
Neue Materialeinsätze in MS	7,38 €	0,53 €	775,67 €	0,98 €	784,56 €
Summe in jeder MS	693,39 €	0,95 €	1.334,22 €	0,98 €	2.029,54 €
Produkte	686,01 €	0,55 €	1.256,16 €		1.942,72 €
Materialverluste	7,38 €	0,40 €	78,06 €	0,98 €	86,82 €
Gesamtkosten der Materialverluste in diesem Prozess	612,59 €	0,78 €	575,51 €	11,61 €	1.200,49 €
Gesamtkosten dieses Prozesses	1.298,60 €	1,33 €	1.831,67 €	11,61 €	3.143,21 €

Preparing

	MK	EK	SK	AMK	Gesamt
Materialeinsätze vorheriger MS	686,01 €	0,55 €	1.256,16 €		1.942,72 €
Neue Materialeinsätze in MS	64,87 €	0,40 €	589,63 €	19,11 €	674,01 €
Summe in jeder MS	750,88 €	0,95 €	1.845,79 €	19,11 €	2.616,73 €
Produkte	686,01 €	0,84 €	1.441,59 €		2.128,44 €
Materialverluste	64,87 €	0,11 €	404,20 €	19,11 €	488,29 €
Gesamtkosten der Materialverluste in diesem Prozess	677,46 €	0,89 €	979,71 €	30,72 €	1.688,78 €
Gesamtkosten dieses Prozesses	758,26 €	1,35 €	1.923,85 €	20,09 €	2.703,55 €

Infusion

	MK	EK	SK	AMK	Gesamt
Materialeinsätze vorheriger MS	686,01 €	0,84 €	1.441,59 €		2.128,44 €
Neue Materialeinsätze in MS	238,64 €	13,89 €	619,51 €	49,25 €	921,29 €
Summe in jeder MS	924,65 €	14,73 €	2.061,10 €	49,25 €	3.049,73 €
Produkte	843,51 €	5,10 €	1.918,13 €		2.766,74 €
Materialverluste	81,14 €	9,63 €	142,97 €	49,25 €	282,99 €
Gesamtkosten der Materialverluste in diesem Prozess	758,60 €	10,52 €	1.122,68 €	79,97 €	1.971,77 €
Gesamtkosten dieses Prozesses	989,52 €	14,84 €	2.465,30 €	68,36 €	3.538,02 €

Tempering

	MK	EK	SK	AMK	Gesamt
Materialeinsätze vorheriger MS	843,51 €	5,10 €	1.918,13 €		2.766,74 €
Neue Materialeinsätze in MS	27,85 €	12,64 €	327,94 €	39,45 €	407,88 €
Summe in jeder MS	871,36 €	17,74 €	2.246,07 €	39,45 €	3.174,62 €
Produkte	843,51 €	9,02 €	2.019,84 €		2.872,37 €
Materialverluste	27,85 €	8,72 €	226,23 €	39,45 €	302,25 €
Gesamtkosten der Materialverluste in diesem Prozess	786,45 €	19,24 €	1.348,91 €	119,42 €	2.274,02 €
Gesamtkosten dieses Prozesses	952,50 €	27,37 €	2.389,04 €	88,70 €	3.457,61 €

Demolding/Cleaning

	MK	EK	SK	AMK	Gesamt
Materialeinsätze vorheriger MS	843,51 €	9,02 €	2.019,84 €	€	2.872,37 €
Neue Materialeinsätze in MS	2,37 €	0,06 €	412,00 €	7,44 €	421,87 €
Summe in jeder MS	845,88 €	9,08 €	2.431,84 €	7,44 €	3.294,24 €
Produkte	843,51 €	9,02 €	2.279,74 €	€	3.132,27 €
Materialverluste	2,37 €	0,06 €	152,10 €	7,44 €	161,97 €
Gesamtkosten der Materialverluste in diesem Prozess	788,82 €	19,30 €	1.501,01 €	126,86 €	2.435,99 €
Gesamtkosten dieses Prozesses	873,73 €	17,80 €	2.658,07 €	46,89 €	3.596,49 €